

Plan de gestión y operación de los humedales construidos del delta del Ebro con objetivos de adaptación y mitigación al cambio climático



Autores: Victoria Rosales, Albert Rovira, Mercé Guardia, Carles Ibáñez y Nuno Caiola

ÍNDICE

1. Abstract (in English)	1
2. Introducción.....	4
2.1. ¿Qué es un humedal construido?	6
2.2. Clasificación de los humedales construidos	13
2.3. Principales mecanismos de eliminación de contaminantes.....	26
2.3.1. El papel de la vegetación.....	27
2.3.2. Mecanismos de eliminación de los sólidos en suspensión	31
2.3.3. Mecanismos de eliminación de materia orgánica	33
2.3.4. Mecanismo de eliminación de nitrógeno	33
2.3.5. Mecanismo de eliminación del fósforo.....	42
2.3.6. Mecanismos de eliminación de metales.....	46
3. Los humedales construidos del delta del Ebro.....	47
3.1. Antecedentes	47
3.2. Características de los humedales construidos del delta del Ebro	49
3.2.1. Humedal Norte.....	50
3.2.3. Humedal Sur.....	53
3.3. Recomendaciones de gestión y operación	56
4. Referencias bibliográficas.....	61



1. Abstract (in English)

Pilot mitigation action B3 "Operational optimization of two constructed wetlands to maximize carbon sequestration, soil elevation and, assimilation of nutrients and pollutants: optimization of these variables by testing different water management schemes" or, in its abbreviated version, "Optimization of the constructed green filters" (<http://www.lifeebroadmiclim.eu/en/main-actions/>), aimed to optimize the functioning of the constructed wetlands of the Ebro Delta so that carbon sequestration, vertical accretion and its filter capacity to improve agricultural wastewater quality (decrease of nutrients load and contaminants – heavy metals and pesticides) before it arrives to the coastal waters of the delta, were maximum. This was done by means of a multifactorial approach in which the natural gradients of the independent variables were analyzed to relate them with the optimization of the ecosystem services of the constructed wetlands.

One of the main conclusions of the action C3 results related to the purification of agricultural wastewater from the drainage canals from the rice fields is that the constructed wetlands are underutilized, i.e. both green infrastructures would support a greater amount of water (increase in the rate of water renewal) maintaining or even improving their performance in relation to water purification (improvement in the elimination of total nutrients).

As the amount of agricultural waste water that can pass through the wetlands depend on the pumping system and this is individual and electrical, the amount of water that can pass through the wetlands depends on the economic capacity of the managing



entity to cover the cost of electricity. Therefore, the management of the constructed wetlands is public to guarantee its operation throughout the whole year and, above all, during the months in which agricultural practices related to rice farming are carried out (April-October).

The constructed wetlands' water outlet should be connected to the general network of drainage canals that are owned by the two irrigation communities. If these connections were made, the management of the purified water would be subject to the general management of drainage water from the rice fields, in fact, as it was before the wetlands were built. Thus, most of the time the water would leave the wetlands by gravity, except under conditions of higher sea level in which the irrigation communities have to start up their pumping systems. This would not suppose an increase of the costs of pumping to the irrigation communities, because the volume of water to pump would be exactly the same. In fact, the construction of the wetlands meant a slight deviation of the drainage water course but in no case an increase of the drainage water.

Maintaining the current autonomous pumping system would be advantageous in those cases in which the drainage water management by the communities does not require the pumping of water, but the functioning of the wetlands does.

It is recommended that each of the three cells of the wetlands have an outlet to the general network of drainage channels. This would allow a more efficient management because of the redissolution of some pollutants (especially organic) under conditions of low rate of water renewal. For example, the water in the two last cells may have



poorer quality than the water in the inlet cell. The same goes for the capacity for carbon sequestration and accretion. In fact, the optimal situation would be that each cell had not only individual outputs but also independent water intakes. In this way, depending on the characteristics of the input water (drainage water from the rice fields), the wetland cells could operate continuously or in parallel. A routinely water and soil characteristics monitoring system would be necessary to assist on decision making regarding the constructed wetlands' management scheme in each moment (i.e. more or less water residence time, functioning in continuous or in parallel, etc.).

Another objective of the monitoring system would be to increase the gradient of conditions that influence the quality of the water and soil of the wetlands. Due to their dimensions, these green infrastructures are very complex systems and 3 years of data are not enough to cover the entire range of possible conditions. Collecting more data would allow a better understanding of the functioning of the constructed wetlands and developing a hydraulic model coupled with a water quality, carbon sequestration and accretion rate model. Such a tool, with predictive capacity, would allow moving towards an adaptive management model, which would be the most suitable for complex systems such as these green infrastructures.

Finally, it is recommended to design a system that allows flooding the constructed wetlands with seawater. The Ebro delta is a "hot spot" for the entry and establishment of exotic species, many of them invasive that cause environmental and/or economic impacts (e.g., the red swamp crayfish, the apple snail, the eastern mosquitofish, the pond loach, etc.). The vast majority of these species are freshwater and, therefore, an



effective way to control them is to flood the affected systems with seawater (for example, this is a practice that is used to control the apple snail from the rice fields and drainage canals, which is causing economic losses important in the rice sector). In addition, some recent publications show that Mediterranean coastal lagoons (most of them very modified due to human activity), with some shared characteristics with constructed wetlands, improve their ecological status with higher water salinity.

2. Introducción

La acción piloto de mitigación B3, “Optimización operacional de dos humedales construidos para maximizar el secuestro de carbono, la elevación del suelo y la asimilación de nutrientes y contaminantes: optimización de estas variables mediante la prueba de diferentes esquemas de gestión del agua” o, en su versión abreviada “Optimización del funcionamiento de dos filtros verdes” (<http://www.lifeebroadmiclim.eu/es/acciones-principales/>), tiene como objetivo optimizar el funcionamiento de los humedales construidos del Delta del Ebro para que el secuestro de carbono y la acreción vertical de estos sistemas sean máximos. Otra función, o servicio ecosistémico, de estas infraestructuras verdes que se pretendía optimizar era la capacidad de filtración del agua de drenaje de los arrozales del delta del Ebro para así mejorar la calidad de las aguas residuales agrícolas (disminución de la carga de nutrientes y contaminantes - metales pesados y pesticidas) antes de que estas lleguen a las aguas costeras del delta.



La idea inicial era hacer una comparación de diferentes esquemas de gestión del agua y funcionamiento de los humedales construidos para determinar los esquemas óptimos de gestión del agua. En ese sentido, esta acción estaba íntimamente relacionada con la acción de monitorización C3 que constó en recoger datos de las variables dependientes de los esquemas de gestión (carbono, acreción vertical, carga de nutrientes y contaminantes). Los resultados de esta acción permitirían, así, tener criterios objetivos para proponer un plan de gestión de los humedales construidos que optimizara el funcionamiento de estas infraestructuras verdes. Dado que la manipulación precisa de las variables independientes que determinan la performance de los humedales construidos y que se pretendían testar no fue posible, no se pudieron conseguir unas tasas de renovación y niveles de agua suficientemente distintos entre humedales y años. Esto se debe a factores de índole tanto técnica (e.g. áreas muy extensas y, por tanto, muy difíciles de controlar a nivel de la altura de la lamina de agua) como económica (costes de bombeo). Así pues, se optó por un abordaje multifactorial en que se analizaron los gradientes naturales de las variables independientes para relacionarlos con la optimización de los servicios ecosistémicos de los humedales construidos.

El presente documento recoge la información disponible sobre tipos de humedales construidos y los principales mecanismos relacionados con su función de filtro de agua residual agrícola, enmarca los humedales analizados en lo expuesto anteriormente y, finalmente, se hacen recomendaciones para mejorar su gestión y operación de acuerdo con los resultados obtenidos en la acción C3.



2.1. ¿Qué es un humedal construido?

Los humedales construidos (HHAA) o también denominados humedales artificiales son sistemas de depuración construidos por el hombre. Estos sistemas consisten en lagunas o canales poco profundos, de entre 0,3 m y 0,9 m, donde se reproduce de manera controlada, los procesos físicos, químicos y biológicos que se dan en los humedales naturales y que permiten la eliminación de contaminantes a través de la interacción entre el agua, el sustrato, los microorganismos, la vegetación e incluso la fauna (funciones naturales de los humedales).

Los primeros experimentos realizados con el objetivo de observar la posibilidad de tratar aguas residuales con vegetación de humedales fueron realizados a principios de la década de 1950 por Käthe Seidel en el Instituto Max-Planck en Alemania (Seidel 1955); sin embargo no será hasta el año 1967 cuando se construye el primer humedal artificial en los Países Bajos (Vymazal 2010; De Jong 1976). Seidel, entre 1952 y 1956, llevó a cabo numerosos experimentos sobre el uso de plantas de humedal para el tratamiento de diversos tipos de aguas residuales, incluidas aguas residuales de fenol (Seidel, 1955, 1965a, 1966), aguas residuales lácteas (Seidel, 1976) o aguas residuales del ganado (Seidel 1961). En sus experimentos Seidel observó que la aena común (*Schoenoplectus lacustris*) era capaz de reducir gran cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas existentes en aguas contaminadas así como que determinadas bacterias (p.e. Coliformes, Salmonella y Enterococos) desaparecían al pasar a través de la



plantación de aenas a la vez que se producía la eliminación de metales pesados e hidrocarburos.

A principios de la década de 1960, Seidel intensificó sus ensayos para cultivar macrófitos en aguas residuales y lodos de diferentes orígenes, y trató de mejorar el rendimiento del tratamiento de aguas residuales rurales y descentralizadas que por aquel entonces consistían en tanques sépticos o sistemas de estanques con un tratamiento ineficiente. Para ello, Seidel plantó macrofitos en un terraplén poco profundo con zanjas donde creó cubetas artificiales cultivadas con macrófitos y llamó a este sistema “el método hidro-botánico”. Luego, mejoró su sistema hidro-botánico mediante el uso de suelos arenosos con alta conductividad hidráulica en cuencas tipo módulo, selladas, y plantadas con varias especies de macrófitos. Posteriormente, para superar los sistemas de tanques sépticos anaeróbicos, integró una etapa de filtración de lodo primario en suelos arenosos percolados verticalmente y plantados con *Phragmites australis*. Entonces, el sistema consistía en un lecho de infiltración a través del cual las aguas residuales fluían verticalmente y un lecho de eliminación con un flujo horizontal (Seidel 1965b). Este sistema fue la base de los sistemas híbridos que se revivieron a finales del siglo XX. Sin embargo, el concepto de Seidel de aplicar macrófitos al tratamiento de aguas residuales era difícil de entender para los ingenieros de su época (Börner et al. 1998) y por lo tanto, los primeros humedales construidos a gran escala se construyeron fuera de Alemania. De hecho, este método se aplicó por primera vez en Alemania el año 1974 y se utilizaba para tratar las aguas residuales municipales y las aguas residuales de la industria textil, cervecera y de



productos lácteos (Guerrero & García 2002). Este sistema se convirtió en una importante tecnología para el tratamiento de efluentes de tanques sépticos, de lagunas de estabilización y, en general, de efluentes de tratamiento biológico secundario (Crites & Tchobanoglous 2000). Sin embargo, se puede decir que fue el trabajo del Doctor Kickuth en las décadas de los 70 y los 80 el que realmente estimuló el interés en la tecnología de humedales construidos en Europa. Sus estudios se basaban en los procesos de tratamiento del agua que ocurren tanto en la zona de la raíz del carrizo común (*Phragmites australis*) como en el suelo en el que las plantas crecían. Así, durante los años 70 y 80 la principal utilización de los humedales construidos fue la de usar estos sistemas como estaciones de depuración de aguas residuales urbanas. Pero es a partir de la década de los 90 cuando los humedales construidos también se empezaron a utilizar con éxito para tratar una amplia gama de aguas residuales (Reed et al. 1995; Kadlec et al. 2000) como, por ejemplo:

- Aguas domésticas y urbanas (Vymazal 2005), es la aplicación más conocida y puede ir destinada a obtener efluentes secundarios (eliminación de materia en suspensión y DBO) o efluentes terciarios (en general eliminación de nutrientes).
- Aguas industriales, incluyendo fabricación de papel, productos químicos y farmacéuticos, cosméticos, alimentación, refinerías y mataderos entre otros (Wallace & Kadlec 2005). Aunque en la mayoría de los casos los humedales se utilizan como la etapa posterior al tratamiento convencional aplicado. Dichas experiencias proceden sobre todo de Estados Unidos.



- Lixiviados de vertederos, en este caso se trata de etapas posteriores a tratamientos convencionales como pueden ser lagunas aireadas.
- Aguas de drenaje de extracciones mineras, en esta ocasión se utilizan humedales de flujo superficial ya que se trata de aguas que pueden tener un alto contenido de materia en suspensión o puede haber muchos precipitados (sobre todo se usan para que precipiten los metales pesados).
- Aguas de escorrentía superficial agrícola y urbana (Behrends et al. 2007), viene referido principalmente en episodios de lluvia intensa donde las aguas de escorrentía urbana se mezclan con aguas residuales y lo que suele suceder es que se supere el caudal punta horario que fluye hacia la depuradora y se desvíe circulando hasta un humedal donde pueda ser tratado este caudal excedente.
- Tratamiento de fangos de depuradora convencionales, mediante deposición superficial en humedales de flujo subsuperficial donde se deshidratan y mineralizan (García et al. 2004). Normalmente dichos fangos son depositados superficialmente en humedales de flujo subsuperficial donde se deshidratan y se mineralizan. En realidad vienen a ser eras de secado con plantas, las cuales promueven la pérdida de agua y la aireación del fango; técnica utilizada fundamentalmente en los países nórdicos.

En las últimas décadas estos sistemas se han venido utilizando de forma creciente gracias a sus características de construcción y funcionamiento: son sistemas de construcción fácil, su coste de inversión suele ser competitivo, requieren de poco personal para su mantenimiento, no presentan consumo energético o se reduce al



necesario para bombeos de cabecera, y, con una depuración confiable, incluso cuando hay altas variaciones en el caudal, no generan grandes cantidades de lodos de forma continuada (García & Corzo 2008). De ahí que, los humedales construidos se han desarrollado ampliamente en Europa para el tratamiento descentralizado de agua residual en pequeñas poblaciones (< 2000 Habitantes Equivalentes (HE)) como es el caso de Francia (Molle et al. 2005), República Checa (Vymazal 2005, 2007), Reino Unido (Platzer & Mauch 1997), o Dinamarca (Brix & Arias 2005), entre otros. En España hay casi medio centenar de sistemas de humedales construidos, ubicados en pequeños municipios localizados principalmente en Cataluña y Andalucía (Puigagut et al. 2008).

En la actualidad, al ser una alternativa económica y ecológicamente aceptable, los humedales construidos se han convertido en una importante tecnología para el tratamiento de efluentes de tanques sépticos, de lagunas de estabilización y, en general, de efluentes de tratamiento biológico secundario (Crites & Tchobanoglous 2000). Este fenómeno en parte se debe a que estos sistemas presentan una serie de ventajas (García et al. 1997; García et al. 2001) frente a sistemas convencionales mecanizados, entre las cuales podemos destacar:

- Simplicidad en la operación, es decir, requieren un tiempo bajo de operarios y pocos equipos electromecánicos. Dichos trabajos pueden ser realizados con operarios con poca experiencia en tratamiento de aguas residuales.
- Nivel de consumo energético mínimo o nulo. Viene limitado al pre-tratamiento o a elevaciones.



- Baja producción de residuos durante la operación del sistema ya que los fangos se suelen eliminar en el pre-tratamiento o en el tratamiento primario.
- Bajo coste de explotación y mantenimiento en las operaciones del sistema, ventaja consecuente de las anteriores.
- Alta fiabilidad en la operación del sistema de tratamiento, debido a los elevados tiempos de permanencia hidráulicos.
- Bajo impacto ambiental sonoro y buena integración en el medio ambiente natural (Llorens et al. 2009).
- Creación y restauración de zonas húmedas aptas para potenciar la vida salvaje, la educación ambiental y las zonas de recreo (Kadlec & Knight 1996).
- Son apropiados para la restauración de áreas degradadas o atenuación de la escorrentía agrícola en el tratamiento terciario del agua residual (Seguí et al. 2009; Matamoros & Salvadó 2012).

Sin embargo, estos sistemas también presentan una serie de inconvenientes, tales como:

- Normalmente requieren una superficie neta superior sobre los sistemas mecanizados (entre 20 y 80 veces superior).
- Coste de construcción similar o incluso mayor si se debe adquirir el terreno donde se realiza la obra. La necesidad de equipos en instalaciones convencionales se ve compensada por los grandes movimientos de tierra que se precisan en sistemas de humedales.



- Tienen una larga puesta en marcha. Desde meses o un año en el caso de flujo subsuperficial hasta varios años para los casos de flujo superficial (Kadlec et al. 2000).
- Difíciles de diseñar bien dado el alto número de procesos y mecanismos implicados en la eliminación de los contaminantes.
- Pocos o ningún factor de control durante la operación, dado que en muchos casos sólo se puede controlar la profundidad del agua. Los errores de diseño o constructivos son muy difíciles de corregir de forma sencilla. Si el efluente no tiene la suficiente calidad es complicado mejorarlo sin la necesidad de hacer una buena inversión.
- Los de flujo subsuperficial son muy susceptibles a la colmatación del medio granular si el agua tiene un contenido elevado en determinados contaminantes, como pueden ser grasas o aceites.
- Es posible que generen en mayor proporción gases que contribuyan con el efecto invernadero aumentando así el potencial de calentamiento global (CH₄ y N₂O) (Mander et al. 2003).

Hoy día, los humedales construidos pueden emplearse como método de tratamiento secundario soluble (el tratamiento secundario convencional en depuradoras es biológico y se usa principalmente para remover la demanda biológica de oxígeno (DBO) que escapa a un tratamiento primario (eliminación de sólidos en suspensión por medio de un proceso de sedimentación), así como los nutrientes del agua; además de eliminar y descomponer cantidades adicionales de sólidos sedimentables). Bajo ciertas



condiciones, también pueden emplearse para el tratamiento terciario de las aguas residuales (eliminación de contaminantes específicos, habitualmente tóxicos o compuestos no fácilmente biodegradables o no eliminados en el tratamiento secundario, así como la desinfección del agua de microorganismos patógenos), ya que estos tienen la capacidad de eliminar contaminantes, tales como: materia orgánica (medida como DBO5 y DQO, Demanda Bioquímica o Demanda Química de Oxígeno), sólidos suspendidos totales (SST), nutrientes (principalmente nitrógeno, y también fósforo), patógenos, metales pesados y otros contaminantes orgánicos emergentes, tales como fármacos y productos de cuidado personal (Ávila et al. 2014). Dichos contaminantes son eliminados mediante varios procesos que incluyen sedimentación, degradación microbiana, asimilación, sorción, reacciones químicas y volatilización (Stearman et al. 2003).

2.2. Clasificación de los Humedales construidos

Los humedales construidos (CW) se pueden clasificar (Vymazal 2010; 1; Brix 1993) de acuerdo a:

i) La forma de vida del macrófito dominante. En este caso se clasifican como sistemas

con:

- ✓ macrófitos de flotación libre
- ✓ macrófitos de hoja flotante
- ✓ macrófitos de raíz emergente y
- ✓ macrófitos sumergidos



ii) El régimen de flujo de agua, clasificándose como:

- ✓ Humedales de superficie de agua libre (1);
- ✓ Humedales de flujo subsuperficial (2) que a su vez se clasifican según la dirección del flujo en: humedales contruidos de flujo subsuperficial horizontal (HSSF) y humedales contruidos de flujo subsuperficial vertical (VSSF) (i.e. Vymazal 2010; Vymazal & Kröpfelová 2008; Afrous & Goudarzi 2015).

iii) Sistemas híbridos (es decir, combinación del 1º y el 2º).

(1) Humedales de flujo superficial (o de superficie de agua libre)

Los humedales de flujo superficial (FWS) con macrófitos emergentes normalmente consisten en una cuenca sellada (o una secuencia de cuencas), que contiene entre 20-30 cm de suelo de enraizamiento y con una profundidad de agua que varía entre los 20-40 cm. En estos sistemas, el flujo de agua es horizontal y la lámina de agua está en contacto directo con la atmosfera factor que permite el desarrollo de procesos de carácter aeróbico. En términos generales, la capa de agua cercana a la superficie es aeróbica mientras que el sustrato y generalmente también la zona profunda del agua son anaeróbicas. Además, el humedal está más expuesto a las condiciones meteorológicas, por lo que la precipitación y la evapotranspiración alteran el régimen de caudales y la propia superficie inundada por el humedal, que puede llegar a ser muy fluctuante y estacional (Rabat 2016). El sustrato en que están enraizadas las plantas tiene una baja conductividad y no permite un flujo significativo a través de la zona radicular (Fernández et al. 2004). La vegetación generalmente cubre una fracción significativa de la superficie total, que llega a ser de más del 50% (Vymazal 2010). Las



plantas generalmente no se cosechan y la hojarasca proporciona el carbono orgánico necesario para la desnitrificación (que puede proceder de bolsas anaeróbicas localizadas dentro de la capa de hojarasca). La vegetación más usada para este tipo de humedal construido incluye aneas, carrizos, juncias y juncos (Osnaya, 2012).

Los humedales de flujo libre tienen acondicionadas estructuras de entrada y salida para asegurar una distribución uniforme del agua residual. Normalmente, a estos sistemas se les aplica agua residual pre-tratada, a menudo de forma continua, y el tratamiento ocurre cuando el flujo de agua atraviesa lentamente los tallos y raíces de la vegetación emergente. De esta manera, la baja profundidad del agua, la baja velocidad del flujo y la presencia de tallos de planta regulan el flujo del agua. Los tallos, raíces y hojas caídas sirven de soporte para la fijación de la película bacteriana responsable de los procesos de biodegradación, mientras que las hojas que están por encima de la superficie del agua dan sombra a la masa de agua, limitando el crecimiento de microalgas (Sánchez 2013). La biopelícula que crece adherida al medio granular y a las raíces y rizomas de las plantas tiene un papel fundamental en los procesos de descontaminación del agua (García & Corzo 2008).

Los FWS son eficientes en la eliminación de compuestos orgánicos a través de la degradación microbiana y la sedimentación de partículas coloidales. Los sólidos suspendidos se eliminan de manera efectiva mediante sedimentación y filtración a través de la vegetación. El nitrógeno se elimina principalmente a través de la nitrificación (en la columna de agua), y posterior desnitrificación (en la capa de hojarasca); mientras que la volatilización del amoníaco se produce por el aumento de



los valores de pH causado por la fotosíntesis de las algas (Vymazal 2010). La retención de fósforo en estos ambientes suele ser baja debido al contacto limitado del agua con las partículas del suelo que adsorben y/o precipitan el fósforo y la absorción de la planta representa solo el almacenamiento temporal porque los nutrientes se liberan al agua después de la descomposición de la materia orgánica (Vymazal & Kröpfelová 2008, Kadlec & Wallace 2008; Wallace & Knight 2006).

Los humedales construidos con FWS se utilizan con frecuencia en América del Norte (Kadlec & Wallace 2008) y Australia (Kadlec 1994). En Europa, esta tecnología ha ganado recientemente más atención, especialmente en Suecia y Dinamarca, donde estos sistemas se utilizan para eliminar el nitrógeno de la contaminación difusa (Vymazal et al. 2006).

Las dimensiones de los FWS generalmente se establecen en base al volumen o al área. Los métodos basados en el volumen utilizan un tiempo de retención hidráulica para evaluar la eliminación de contaminantes, mientras que los métodos basados en el área evalúan la reducción de contaminantes utilizando el área total del humedal (Wallace & Knight 2006).

En términos generales, los humedales de flujo superficial constituyen generalmente un sistema más cercano al funcionamiento de los humedales naturales, por lo que la autoorganización del ecosistema y su sostenibilidad estarán más logradas. Del mismo modo, constituyen un hábitat más propicio para las especies que puedan habitar en él y unos valores paisajísticos superiores, por lo que puede conseguirse el objetivo de restauración de zonas húmedas degradadas al mismo tiempo que el tratamiento del



agua introducida en ellos (Sánchez 2013). Por otro lado, los costes de formación de un humedal superficial son menores, tanto en la fase de construcción como en su mantenimiento, y las labores de creación, gestión y mantenimiento son más sencillas de realizar. Su principal inconveniente es que por lo general requieren de mayor superficie que los otros sistemas (Pidre 2010).

(2) Humedales de flujo subsuperficial

Un humedal de tratamiento de flujo subsuperficial (FSS) es aquel en el que el flujo de agua se produce a través de un medio poroso, constituido por el propio sustrato o por grava, diseñados de tal modo que el nivel de agua permanezca en todo momento por debajo de la superficie del sustrato (Rabat 2016). Por lo general, se construyen mediante el sellado o impermeabilización de una cubeta y su relleno con un sustrato poroso de gravas, arena y/o algún otro material en el que pueda desarrollarse el tipo de vegetación seleccionado, que suele ser de macrófitos emergentes. La profundidad del sustrato poroso suele estar entre los 30 y los 90 cm (García & Corzo 2008; Kadlec & Wallace 2009). Debido a este mayor contacto del agua con el sustrato, en los FSS existe riesgo de colmatación del medio poroso. Además, dadas las restricciones hidráulicas que supone el flujo de agua a través de un sustrato poroso, este tipo de humedales se adaptan mejor al tratamiento de aguas con bajas concentraciones de sólidos en suspensión y con condiciones de flujo relativamente uniformes, por el riesgo de colmatación de los poros (Langergraber, 2008). De ahí que, los FSS se han utilizado frecuentemente para el tratamiento de aguas residuales domésticas de pequeñas comunidades (Vymazal et al. 1998; Kadlec & Wallace 2009), tras un pretratamiento



que reduzca gran parte de los sólidos en suspensión, con el objetivo principal de la reducción de la DBO5.

Las principales diferencias de los sistemas de flujo subsuperficial respecto a los superficiales son: la presencia de un medio granular, mayor capacidad de tratamiento (admiten mayor carga orgánica), bajo riesgo de contacto del agua con las personas y de aparición de insectos, menor utilidad para proyectos de restauración ambiental debido a la falta de lámina de agua accesible y posible colmatación de los espacios libres del lecho a causa del gran crecimiento de las raíces y rizomas de los macrófitos, que puede llegar a establecer caminos preferenciales para el agua, con lo que se reduce el tiempo de retención y por lo tanto la capacidad de depuración del filtro (EPA 2000).

A pesar de que los humedales construidos tienen la ventaja de que pueden ser suministrados de material granular (arena o grava) local, la elección de la granulometría y de la naturaleza de la roca es de crucial importancia para evitar la colmatación de los sistemas, y por ende la reducción de la eficiencia y del tiempo de vida del humedal (Knowles et al. 2011). Además, en los FSS el agua tiene un mayor contacto con otros elementos como son el sustrato, las raíces y rizomas de la vegetación, y la comunidad bacteriana que usa como soporte estas superficies. Esto hace que el requerimiento de área sea generalmente menor que para los FWS, para un nivel de tratamiento similar (Vymazal et al. 1998).

La principal ventaja que presenta un humedal de flujo subsuperficial respecto a los de flujo superficial es el mayor contacto que presenta el agua y el sedimento, y en



consecuencia una velocidad de depuración de algunos contaminantes mayor. Esto supone unas necesidades de superficie por lo general inferiores para lograr la misma eficacia de reducción de la carga contaminante (Sánchez 2013). Otra ventaja es su mayor tolerancia a las condiciones climáticas extremas y su minimización de problemas de olores. Como la superficie del agua no sobrepasa el nivel del sustrato, se evitan problemas por su exposición pública, existiendo casos de humedales de tratamiento de flujo subsuperficial que funcionan en parques en el interior de núcleos urbanos, lo que podría resultar más problemático para los de tipo superficial (García & Corzo 2008).

Los inconvenientes de los humedales de flujo subsuperficial son por una parte su mayor coste por unidad de superficie respecto a los de flujo superficial, y una complejidad técnica superior que supone una mayor dificultad de operación o gestión, así como unos mayores costes de mantenimiento y reparación de problemas. Algunos de estos sistemas han tenido problemas por la colmatación de los poros de su sustrato, lo que puede reducir de un modo importante la vida útil y su eficiencia (Pidre 2010). Esta serie de limitaciones hace que los humedales de flujo subsuperficial se empleen habitualmente para el tratamiento de volúmenes de agua relativamente bajos (Sánchez 2013).

Tal y como se ha comentado anteriormente, los humedales de flujo subsuperficial se clasifican según el sentido de circulación del agua en horizontales o verticales. De estos, los sistemas de flujo horizontal son los más utilizados, y son aquellos de efectividad más demostrada, aunque en los últimos años se han desarrollado



numerosas experiencias con sistemas de flujo vertical en algunos humedales de Europa, especialmente en Francia y Austria (Langergraber 2008).

Humedales de flujo subsuperficial horizontal

Los humedales subsuperficiales horizontales (FSSH) consisten en canales o zanjas excavadas, rellenos de material granular, generalmente grava (3-8 mm \varnothing) en donde la circulación del agua es de tipo subterráneo y está en contacto con las raíces y rizomas de las plantas. Estos humedales son sistemas que están permanentemente inundados y donde la profundidad del agua varía entre los 0,3 y los 0,9 m; aunque el agua normalmente se encuentra a menos de 10 cm de la superficie del sustrato (en ningún caso debe aflorar superficialmente) (Rabat 2016). Tanto el fondo como la superficie del lecho suelen tener una pendiente de entre el 0,5 y el 1%, lo cual facilita el drenaje total del humedal en caso de ser necesario por razones de mantenimiento. Sin embargo, ésta pendiente no es la que condiciona el flujo del agua, que atraviesa el medio poroso con características asimilables a las del flujo pistón (Kadlec & Wallace 2009) sino que es la altura del agua en el dispositivo de salida la que condiciona la altura de la lámina de agua a lo largo del lecho.

Dichos humedales están compuestos por los siguientes elementos: estructuras de entrada del afluente, impermeabilización del fondo y laterales ya sea con láminas sintéticas o arcilla compactada, medio granular, vegetación emergente típica de zonas húmedas, y estructuras de salida regulables para controlar el nivel del agua. El material del cuerpo principal del lecho (la zona de desarrollo de la vegetación) suele ser de arenas o gravas finas de entre 3 y 35 mm de diámetro, que permita el enraizamiento y



crecimiento de la vegetación así como un flujo adecuado. En cuanto a la zona de entrada y la de salida, consiste generalmente en gravas gruesas de entre 30 y 100 mm de diámetro (García & Corzo 2008). En general, el agua a tratar entra en una arqueta donde el caudal se divide equitativamente y mediante diversas tuberías se vierte al lecho. Alternativamente se puede hacer llegar el agua hasta un canal con vertedero que la distribuye de forma homogénea en todo el ancho del sistema. Una vez el agua entra dentro del sistema, esta fluye a través del medio poroso de debajo de la superficie siguiendo una dirección más o menos horizontal hasta que alcanza la zona de salida, donde se recoge y descarga (Vymazal 2010). La recogida del agua efluente se realiza con una tubería perforada asentada sobre el fondo del humedal. Esta tubería conecta con otra en forma de “L” invertida y cuya altura es regulable factor que permite modificar el nivel de agua y a su vez drenar el humedal durante operaciones de mantenimiento (García & Corzo 2008). En la zona de filtración, la contaminación se elimina tanto por degradación microbiana como por los procesos químicos y físicos en una red de zonas aeróbicas, zonas anóxicas y zonas anaeróbicas con zonas aeróbicas las cuales se restringen a las áreas adyacentes a las raíces donde el oxígeno se filtra al sustrato (Vymazal 2010). De hecho, la existencia de estas pequeñas concentraciones de oxígeno posibilita el desarrollo de procesos aeróbicos. El oxígeno entra al humedal principalmente a través de la difusión desde la atmósfera o re-aeración (en una cantidad muy escasa), y también transportado por las raíces de la vegetación hasta zonas por debajo de la lámina de agua (Pidre 2010). Se trata de una cantidad muy insuficiente para permitir procesos aeróbicos de una intensidad considerable y, por lo tanto, los procesos anaeróbicos y anóxicos son los que desempeñan un papel principal



en el tratamiento mediante FSSH (Langergraber 2008). La materia orgánica es descompuesta tanto aeróbica como anaeróbicamente, lo cual resulta en una reducción eficiente. Sin embargo, el insuficiente aporte de oxígeno limita la nitrificación y supone una escasa reducción de amonio (NH_4) (Langergraber & Haberl 2001). En cambio, pueden conseguirse unos altos niveles de remoción de nitrato (NO_3) debido a la desnitrificación.

En términos generales, en estos sistemas los compuestos orgánicos se degradan de manera efectiva principalmente por degradación microbiana bajo condiciones anóxicas / anaeróbicas ya que la concentración de oxígeno disuelto en los lechos de filtración es muy limitada (Vymazal & Kröpfelová 2008). Los sólidos suspendidos se retienen predominantemente mediante filtración y sedimentación y la eficacia de eliminación suele ser muy alta (Vymazal & Kröpfelová 2008). El principal mecanismo de eliminación del nitrógeno es la desnitrificación. La eliminación de amoníaco es limitada debido a la falta de oxígeno en el lecho de filtración como consecuencia de las condiciones de anegación permanente (Vymazal 2007). El fósforo se elimina principalmente mediante reacciones de intercambio de ligandos, donde el fosfato desplaza el agua o los hidroxilos de la superficie del hierro y los óxidos de aluminio hidratados. A menos que se utilicen materiales especiales, la eliminación de P suele ser baja (Vymazal 2007). En este tipo de humedales construidos, las plantas juegan un papel muy relevante en cuanto a que son la provisión de sustrato (raíces y rizomas) para el crecimiento de bacterias adheridas, producen la pérdida radial de oxígeno (difusión de oxígeno desde



las raíces a la rizosfera), absorben nutrientes y en las regiones frías y templadas aíslan la superficie del lecho (Brix 2004).

Los FSSH se han utilizado en todo el mundo mayoritariamente para tratar las aguas residuales domésticas y municipales. Sin embargo, en la actualidad, estos sistemas también se usan para tratar muchos otros tipos de aguas residuales, incluidas las industriales y agrícolas, los lixiviados de vertederos y las aguas de escorrentía (Vymazal 2010).

Este tipo de humedal se desarrolló en la década de 1950 en Alemania por Käthe Seidel utilizando materiales gruesos como medio de enraizamiento. En la década de 1960, Reinhold Kickuth sugirió medios de suelo con alto contenido de arcilla llamando al sistema el "Método de la zona de raíz" (Kickuth 1977). A principios de la década de 1980, esta tecnología fue introducida en Dinamarca donde, en el año 1987, se pusieron en funcionamiento casi 100 sistemas de este tipo (Brix & Schierup 1989). A finales de los años ochenta, los FSSH también se introdujeron en otros países, como Austria y el Reino Unido (Vymazal & Kröpfelová 2008) y luego, en la década de 1990, se extendieron a la mayoría de los países europeos así como a América del Norte, Australia, Asia y África. A fines de los años ochenta, el material del suelo fue reemplazado por material grueso y, en la actualidad, se utilizan comúnmente grava o roca lavada con un tamaño de grano de 10-20 mm (Vymazal & Kröpfelová 2008).

Humedales de flujo subsuperficial vertical

Los humedales de flujo subsuperficial vertical (FSSV) reciben el agua a tratar en la superficie del sustrato poroso a través del cual va infiltrándose hasta ser recogida en el



fondo del lecho por una red de drenaje. El agua es vertida al sistema intermitentemente, por lo que este tipo de filtro también es conocido como filtro intermitente.

De forma similar a los humedales horizontales, los humedales construidos de flujo subsuperficial vertical están constituidos por los siguientes elementos: (1) estructuras de entrada del afluente, (2) impermeabilización, (3) medio granular, (4) vegetación y (5) estructuras de salida. Adicionalmente suelen incluir tuberías de aireación (tuberías cribadas con salida al exterior), con el fin de oxigenar aún más el sustrato y reforzar las condiciones aeróbicas del medio poroso. (Andrade et al. 2010).

En estos sistemas de flujo vertical la entrada de agua suele realizarse mediante redes de tuberías, que están dispuestas en forma radial (o a lo largo del lecho del filtro) y que distribuyen el agua en distintos puntos, procurando que la inundación sea homogénea en toda la superficie. En los climas fríos, las tuberías suelen colocarse enterradas en el lecho entre 0,05 y 0,1 m por debajo de la superficie con el fin de evitar la congelación. En cuanto a la salida del agua, también se dispone de una red de drenaje, compuesta por tuberías perforadas situadas sobre el fondo del lecho y a lo largo del mismo, que evacuan el caudal por gravedad sin necesidad de un dispositivo de salida (Rabat 2016; García & Corzo 2008). El medio granular es de tipo heterogéneo. Habitualmente, está formado por tres capas horizontales con distinta granulometría, la cual aumenta con la profundidad del lecho. Así, la capa más superficial es de arena gruesa ((1-2 mm \emptyset), la capa intermedia de grava media (3-8 mm \emptyset). y la del fondo de grava gruesa (20 mm \emptyset). Esta disposición se adopta para que el paso del agua por el lecho no sea excesivamente



rápido o lento. De este modo, se intercalan en el sustrato condiciones de saturación con otras de aireación en las que el agua no fluye, estimulando el suministro de oxígeno en el sustrato entre las sucesivas cargas de agua y el desarrollo de procesos aeróbicos (García & Corzo 2008). La vegetación de macrófitos emergentes se distribuye por toda la superficie.

Los FSSV tienen efectividad relativamente baja en lo que se refiere a la eliminación de Sólidos en Suspensión y coliformes fecales, pero la eliminación de Nitrógeno a través de la secuencia nitrificación - desnitrificación es eficiente debido a la elevada oxigenación y a la alternancia óxica y anóxica, causada por el intermitente flujo de agua. Al dosificar intermitentemente (de cuatro a diez veces al día) el humedal se encuentra mayormente insaturado entre pulso y pulso, permitiendo la oxigenación del lecho granular a través de la difusión de aire en los poros, lo cual ayuda a mantener condiciones aeróbicas y a la mineralización de la biomasa. La frecuencia de dosificación se debe ajustar para que agua residual tenga tiempo de filtrarse por el material y que el oxígeno tenga tiempo de difundirse por el medio. Asimismo, la eliminación de fósforo también se produce por precipitación (Langergraber & Haberl 2001).

(3) Sistemas híbridos (HS)

Las configuraciones híbridas consisten en combinar diferentes tipologías de humedales para aprovechar las ventajas de cada uno de ellos. En concreto, el tándem humedal vertical/humedal horizontal es el sistema híbrido más empleado que pretende combinar los procesos aeróbicos de nitrificación en el humedal vertical (aeróbicos), con los de desnitrificación en el humedal horizontal (anaeróbico) (García 2016).



2.3. Principales mecanismos de eliminación de contaminantes

En los humedales construidos son muchos los procesos y mecanismos que intervienen en la eliminación de contaminantes. De entre estos, los procesos básicos son tres: procesos de eliminación física, procesos de eliminación biológica y procesos de eliminación química.

Los procesos de eliminación física a menudo se utilizan en el tratamiento primario de los sistemas tradicionales de tratamiento de aguas residuales (Norton 2007). En el humedal, el agua que fluye a través de él se mueve con bastante lentitud debido a la presencia de vegetación y a la existencia de un flujo laminar uniforme. Esta baja velocidad del flujo favorece por un lado, la sedimentación de las partículas suspendidas en la columna del agua, y por otro lado, la retención de estas partículas en las hojas y tallos de las plantas que actúan como verdaderas trampas de sedimento (DeBusk, 1999a, Interstate, 2003). De estos dos elementos, la sedimentación por gravedad es el factor principal.

Procesos biológicos La principal forma y la más conocida de eliminación biológica de contaminantes en los humedales es por medio de la absorción de la planta (DeBusk, 1999a) ya sea mediante: i) vía directa a través de las raíces de las plantas (proceso denominado fitodegradación); ii) mediante la segregación de sustancias que facilitan la degradación biológica (proceso conocido como rizodegradación) o; iii) a través de las hojas de las plantas por medio de la transpiración (proceso denominado fitovolatilización) una vez los contaminantes han sido absorbidos por las plantas (Interstate, 2003). Por otro lado, los microorganismos que existen en el suelo de los



humedales también absorben y almacenan los nutrientes, a pesar de que las funciones metabólicas son más importantes en la eliminación de contaminantes orgánicos. Las bacterias presentes en el suelo del humedal utilizan como fuente de energía el carbono que se encuentra en la materia orgánica y lo transforman en dióxido de carbono (bajo condiciones aeróbicas), o en metano (bajo condiciones anaeróbicas) (Norton 2007). El metabolismo microbiano también es muy importante en la eliminación de nitrógeno inorgánico (DeBusk 1999a).

Procesos químicos. Incluye sorción, foto-oxidación y volatilización. La sorción es el proceso químico más importante e implica el movimiento de cargas desde fases acuosas a fases sólidas. La sorción incluye los procesos de adsorción y precipitación. La adsorción se refiere a la transferencia de iones a las partículas del suelo y la precipitación implica la conversión de metales a formas insolubles. La foto-oxidación utiliza el poder de la luz solar para degradar y oxidar compuestos. La volatilización rompe los compuestos y los expulsa al aire en estado gaseoso. Aunque la cantidad de compuestos orgánicos volátiles (VOC) que ingresan a los humedales de aguas residuales es bastante baja, la tasa de eliminación de estos está en el rango del 80-96%.

2.3.1. El papel de la vegetación

La vegetación acuática (macrófitos) está involucrada en casi todas las funciones principales dentro de los sistemas de tratamiento de humedales construidos (Thullen et al. 2005; Álvarez & Bécares 2008). Específicamente, la vegetación en los humedales construidos actúa como un filtro físico; adsorbe nutrientes y otros constituyentes;



proporciona un sustrato para la microbiota y los macroinvertebrados; aporta carbono y crea zonas anaerobias para la desnitrificación; agrega oxígeno a las zonas de sedimentos donde ocurren los procesos de mineralización y nitrificación; y mejora la desnitrificación sacando los nitratos de la columna de agua hacia las zonas anaeróbicas localizadas en el interior de los sedimentos a medida que las raíces absorben activamente el agua necesaria para la transpiración. En conjunto, los efectos más importantes de la vegetación son de carácter físico. Entre otros, se encuentra; el control de la erosión (los macrófitos estabilizan la superficie del suelo en los humedales de tratamiento, ya que sus densos sistemas de raíces impiden la formación de canales de erosión; Vymazal et al. 2007), la filtración por las hojas y los tallos de las plantas (capturando las partículas en suspensión) y la provisión de una superficie para los microorganismos. La presencia de vegetación en los humedales también conlleva la reducción de la velocidad del agua (Pettecrew & Kalff 1992; Somes et al. 1996) factor que permite crear mejores condiciones para la sedimentación de sólidos en suspensión, a la vez que reducir el riesgo de erosión y resuspensión, y aumentar el tiempo de contacto entre el agua y la superficie de la planta. Además, la cubierta vegetal actúa como aislamiento durante el invierno especialmente en áreas templadas (Smith et al. 1996) y la capa de hojarasca ayuda a proteger el suelo de la congelación durante el invierno, pero, por otro lado, mantiene el suelo más frío durante la primavera (Haslam 1971; Brix 1994; Vymazal et al. 2007). También la cubierta vegetal puede considerarse como un biofilm grueso ubicado entre la atmósfera y el suelo del humedal o la superficie del agua en el que se producen gradientes significativos en varios parámetros ambientales (Gumbricht 1993; Chappell & Goulder 1994; Vymazal et



al. 2007). Los tejidos de las plantas están colonizados por densas comunidades de algas fotosintéticas, así como por bacterias y protozoos. Del mismo modo, las raíces y los rizomas que están enterrados en el suelo del humedal proporcionan un sustrato para el crecimiento adjunto de microorganismos (Hofmann 1986). Por lo tanto, las biopelículas están presentes tanto en el tejido superior como en el inferior de los macrófitos. Estas biopelículas, así como las biopelículas en todas las otras superficies sólidas sumergidas en el sistema de humedales, incluidos los tejidos de macrófitos muertos, son responsables de la mayoría del procesamiento microbiano que ocurre en los humedales (Vymazal et al. 2007). Otro efecto de la cobertura vegetal es la reducción de la velocidad del viento cerca de la superficie del suelo o del agua en las zonas con vegetación mientras que en las zonas no vegetadas o con vegetación abierta la velocidad del viento es muy superior. Este factor reduce la resuspensión del material sedimentado y mejora la eliminación de los sólidos suspendidos por sedimentación (Vymazal et al. 2007). Como contrapartida, la aireación de la columna de agua se ve reducida por la reducción de la velocidad del viento cerca de la superficie del agua. También, la cubierta vegetal conlleva una atenuación de la luz por lo que se dificulta la producción de algas en el agua (Vymazal et al. 2007).

Otro efecto importante de las plantas es la capacidad para absorben nutrientes (principalmente a través de sus sistemas de raíces) utilizados para su crecimiento y reproducción. Parte de la captación ocurre también a través de los tallos y las hojas sumergidas en el agua (Vymazal et al. 2007). Como las plantas de humedal son muy productivas, se puede llegar a adsorber una cantidad considerable de nutrientes.



Los macrófitos también liberan oxígeno de las raíces a la rizosfera y que esta liberación influye en los ciclos biogeoquímicos en los sedimentos a través de los efectos en el estado redox de los sedimentos (Barko et al. 1992; Vymazal et al. 2007). De hecho, las plantas de los humedales están morfológicamente adaptadas para crecer en un sedimento anegado en virtud de grandes espacios aéreos internos para el transporte de oxígeno a las raíces y los rizomas (Vymazal et al. 2007); y el movimiento interno de oxígeno hacia abajo de la planta sirve no solo a las demandas respiratorias de los tejidos enterrados, sino que también suministra oxígeno a la rizosfera (Armstrong et al. 1991). Esta fuga de oxígeno de las raíces crea condiciones oxidadas en el sustrato que de otro modo sería anóxico y estimula la descomposición aeróbica de la materia orgánica y el crecimiento de bacterias nitrificantes (Vymazal et al. 2007). Las plantas también liberan una amplia gama de compuestos orgánicos por las raíces (Rovira 1965, 1969; Barber & Martin 1976). La magnitud de esta versión aún no está clara, pero los valores descritos generalmente están en el rango de 5-25% del carbono fijado fotosintéticamente. Este carbono orgánico exudado por las raíces puede actuar como una fuente de carbono para los desnitrificadores y así aumentar la eliminación de nitratos en algunos tipos de humedales de tratamiento (Platzer 1996). Además, las condiciones anaeróbicas en suelos saturados de agua podrían dar como resultado la liberación a la solución del suelo de sustancias reducidas como Mn^{2+} , Fe^{2+} , H_2S y ácidos orgánicos, como consecuencia de transformaciones químicas y biológicas en el suelo (Gambrell et al. 1991). Algunas de estas sustancias reducidas pueden alcanzar concentraciones en la rizosfera que son tóxicas para las raíces (Vymazal et al. 2007). De



ahí que, la fuga de oxígeno en los extremos de la raíz sirve para oxidar y desintoxicar sustancias reductoras potencialmente dañinas en la rizosfera.

2.3.2. Mecanismos de eliminación de los sólidos en suspensión

En muchos humedales construidos, la mayoría de los sólidos en suspensión son eliminados en una unidad mecánica de pre-tratamiento (como pueden ser por ejemplo, un tanque Imhoff) localizada antes de que el agua entre propiamente al humedal. Esta estructura es periódicamente limpiada mediante medios mecánicos para evitar su colmatación. En cuanto a los sólidos que consiguen superar esta barrera inicial y entran en el humedal propiamente dicho, las partículas de mayor tamaño normalmente son eliminadas en los primeros metros más allá de la zona de entrada, mientras que las partículas más pequeñas (como es el caso de los sólidos coloidales) pueden flocular por los distintos gradientes de velocidad creados por los tallos de las plantas.

Los principales procesos que intervienen en la eliminación de los sólidos en suspensión en los humedales de flujo superficial (FWS) son: sedimentación; floculación; filtración e, intercepción (Norton 2007; Vyrnazal et al. 2007). En términos generales, la sedimentación puede dividirse en: sedimentación discreta y sedimentación por floculación. La sedimentación discreta se produce cuando una partícula se asienta independientemente por sí misma, sin entrar en contacto con otras partículas. La velocidad de sedimentación de estas partículas puede determinarse razonablemente a partir de la Ley de Newton y la Ley de Stokes (Norton 2007). La sedimentación por floculación resulta de los desequilibrios en la carga en la superficie de las partículas y



conlleva la formación de flóculos de mayor dimensión que sedimentarán más fácilmente y rápidamente por el cambio de tamaño y de sus características. En estos casos, la velocidad de sedimentación por floculación debe de establecerse mediante experimentación (Norton 2007). Ambos procesos están influenciados por el tamaño de partícula, la forma, la gravedad específica y las propiedades del medio fluido (Norton 2007). La filtración generalmente no juega un papel importante en la eliminación de sólidos suspendidos en este tipo de humedales ya que los tallos de las plantas están demasiado separados. Sin embargo, la interceptación y la adhesión de las partículas en suspensión a las superficies de las plantas juegan un papel importante en la remoción de los sólidos. En los humedales la superficie de las plantas está recubierta con una capa activa de biofilm llamada perifiton que puede absorber tanto materia coloidal como soluble. Estos sólidos entonces son metabolizados y convertidos en gases o biomasa.

En el caso de los sólidos coloidales no sedimentables, estos son eliminados, al menos parcialmente, por el crecimiento bacteriano (que da como resultado la sedimentación de algunos sólidos coloidales y el deterioro de otros por la acción de los microbios) y por colisiones (tanto inerciales como brownianas) que conllevan la adsorción de estas partículas a otros sólidos (como pueden ser las hojas y tallos de las plantas, el fondo del estanque, otras partículas coloidales, etc.) (Stowell et al. 1981; Vyrnazal et al. 2007).



2.3.3. Mecanismos de eliminación de materia orgánica

La demanda biológica de oxígeno se usa para medir la cantidad de oxígeno que los microorganismos consumen para descomponer los compuestos orgánicos. De ahí que sea importante que haya suficiente oxígeno en el agua para que las plantas y los animales puedan sobrevivir (DeBusk 1999b).

Los humedales FWS pueden eliminar la materia orgánica por medios físicos y biológicos. La eliminación física es similar a la eliminación de sólidos en suspensión. La eliminación biológica se produce principalmente por organismos microbianos que son responsables de la eliminación de compuestos orgánicos solubles. Las bacterias, los actinomicetos y los hongos son quizás los organismos que juegan el papel más importante en la descomposición de la materia orgánica.

2.3.4. Mecanismo de eliminación de nitrógeno

El nitrógeno puede presentarse en forma orgánica o inorgánica y tiene un complejo ciclo bio-geoquímico con múltiples transformaciones bióticas/abióticas. Por ejemplo, en ambientes naturales donde el oxígeno está en exceso, el nitrógeno generalmente se presenta en forma de nitrato y nitrito mientras que en ambientes anóxicos (que carecen de oxígeno), el nitrógeno está disponible como amonio (Norton 2007).

Las formas inorgánicas más importantes de nitrógeno en los humedales son: amonio, (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). El nitrógeno gaseoso puede existir como dinitrógeno (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 y N_2O_4) y amoníaco (NH_3) (Vymazal 2007). Estas formas inorgánicas son esenciales para el crecimiento vegetal en



sistemas acuáticos, de ahí que, pueden llegar a limitar o controlar la productividad de la planta en caso de que sean escasas (Afrous & Goudarzi 2015).

La eliminación del nitrógeno implica una serie de procesos físicos, químicos y biológicos. Los procesos físicos del ciclo del nitrógeno son la sedimentación y la resuspensión, la difusión, la translocación de la planta, la caída de la hojarasca, la sorción y la volatilización del amoníaco (Kadlec & Wallace 2009; Afrous & Goudarzi 2015). Los principales procesos químicos / biológicos para las transformaciones de nitrógeno en un humedal son (Kadlec & Wallace 2009): volatilización de amoníaco, amonificación, nitrificación, desnitrificación, amoniaificación de nitrato, fijación, asimilación por las plantas, adsorción de amoníaco, captura del nitrógeno orgánico en el suelo y ANAMMOX.

La volatilización del amoníaco es un proceso fisicoquímico que está controlado por la concentración de NH_4 (+ agua), temperatura, velocidad del viento, radiación solar, naturaleza y número de plantas acuáticas juntamente con la capacidad del sistema para cambiar el valor de pH en ciclos diurnos. Las pérdidas de amoníaco (NH_3) a través de la volatilización de los suelos inundados y los sedimentos son insignificantes si el valor del pH es inferior a 7,5 y muy a menudo las pérdidas no son graves si el pH es inferior a 8,0. Con un pH de 9.3 las pérdidas por volatilización son significativas. Por lo tanto, en sistemas con altas concentraciones de plancton o algas perifíticas (así como por la fotosíntesis de los macrófitos sumergidos), el pH puede alcanzar valores de hasta 10,0 durante el día (Vymazal 2007) proporcionando condiciones adecuadas para la volatilización del amoníaco (Vymazal 2007; Reddy & Patrick, 1984). Una vez que el



nitrógeno orgánico está en forma de amonio, la nitrificación puede tener lugar; entonces el amonio se oxida biológicamente pasando primero a nitrito y finalmente a nitrato.

La amonificación (mineralización) es el proceso en el que el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco a través de un proceso bioquímico complejo, liberador de energía y de varios pasos que algunos microorganismos utilizan para el crecimiento. La amonificación o nitrificación "solo" convierte el nitrógeno entre varias formas de nitrógeno, pero en realidad no elimina el nitrógeno del agua (Kadlec & Wallace 2009; Vymazal 2007).

La tasa de amonificación depende de la temperatura, el pH, la relación C/N, los nutrientes disponibles y las condiciones del suelo como la textura y la estructura (Reddy & Patrick 1984). Los rangos óptimos incluyen 40-60 grados Celsius y pH entre 6.5 y 8.5 (Vymazal 1995, 2006). La amonificación también tiene lugar durante la descomposición de la biomasa de las plantas de los humedales y se produce tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas. Por lo tanto, la amonificación ocurre en todos los tipos de humedales construidos (Vymazal 2007).

La nitrificación generalmente se define como la oxidación biológica de amonio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) con nitrito (NO_2^-) como paso intermedio en la secuencia de reacción. Así pues, es un proceso que se da en dos pasos y que involucra dos grupos de microorganismos. Un grupo microbiano que produce la transformación del amonio-N (NH_4^+) a nitrito-N (NO_2^-) (primer paso) y que principalmente está compuesto por bacterias estrictamente quimiolitotróficas (aeróbicas) que usan el dióxido de carbono



(CO₂) o carbonatos como fuente de carbono para la síntesis de nuevas células y; un segundo grupo que transforma el nitrito-N a nitrato-N (NO₃⁻) (Paul & Clark 1996; Schmidt et al. 2001, 2003) (segundo paso) compuesto por bacterias facultativas quemolitrotóricas que también pueden usar compuestos orgánicos (además del nitrito) para la generación de energía para el crecimiento. En contraste con las bacterias oxidantes de amoníaco (donde se incluyen el Nitrosospira, Nitrosovibrio, Nitrosolobus, Nitrosococcus y Nitrosomonas, como organismos en el suelo), solo existe una especie de bacteria oxidante de nitrito (llamada Nitrobacter) que se encuentra en el suelo y el agua dulce.

La nitrificación está influenciada por la temperatura, el valor del pH, la alcalinidad del agua, la fuente de C inorgánico, la humedad, la población microbiana y las concentraciones de amonio-N y oxígeno disuelto (Vymazal 1995). La temperatura óptima para la nitrificación en cultivos puros oscila entre 25 y 35 °C y en suelos de 30 a 40 °C. Las temperaturas más bajas (por debajo de 15 °C) tienen un mayor efecto sobre la velocidad de nitrificación, en comparación con temperaturas entre 15 y 35 °C. Los valores óptimos de pH pueden variar de 6.6 a 8.0 (Paul & Clark 1996).

Desnitrificación: La desnitrificación se define comúnmente como el proceso en el cual el nitrato se convierte en dinitrógeno (N₂) a través de: nitritos intermedios (NO₂), óxido nítrico (N₂O₄) y óxido nitroso (N₂O) (Hauck 1984; Paul & Clark 1996; Jetten et al. 1997). Desde un punto de vista bioquímico, la desnitrificación es un proceso bacteriano en el que se oxidan los óxidos de nitrógeno (en formas iónicas y gaseosas). La desnitrificación se considera un mecanismo importante de eliminación del nitrógeno



en la mayoría de los tipos de humedales construidos (Vymazal 2007), siendo un proceso irreversible y que ocurre en presencia de sustrato orgánico disponible solo en condiciones anaeróbicas o anóxicas (Hauck 1984). Sin embargo, la reducción de nitrato puede ocurrir en presencia de oxígeno (Vymazal et al. 2007), y en suelos saturados de agua, la reducción de nitratos también puede comenzar antes de que se agote el oxígeno (Laanbroek 1990).

Los factores ambientales que influyen en las tasas de desnitrificación incluyen: ausencia de oxígeno (O_2) (que suprime la enzima necesaria para la desnitrificación y es un parámetro crítico), aireación, potencial redox, humedad del suelo, temperatura, pH, presencia de desnitrificadores (la capacidad de desnitrificación se ha demostrado en 17 géneros de bacterias como son los organotrofos, litotrofos, fototrofos y diazotrofos; Paul & Clark 1996), tipo de suelo, materia orgánica, concentración de nitratos y presencia de agua (Focht & Verstraete 1977; Vymazal 1995).

El rango óptimo de pH para que se dé el proceso de desnitrificación se encuentra entre valores de 6 y 8; según Paul & Clark (1996), y de 7 y 8, según Vymazal (2007); sin embargo, la desnitrificación se vuelve lenta (pero puede seguir siendo significativa) por debajo de pH 5 cuando esta es producida por organótrofos (bacterias). La desnitrificación es insignificante o está ausente por debajo de un valor de pH de 4. Cabe tener en cuenta que la alcalinidad producida durante la desnitrificación puede provocar un aumento en el pH. La desnitrificación también depende fuertemente de la temperatura, de tal manera que a temperaturas inferiores a 5 °C, esta se produce a velocidades muy lentas pero mensurables (Bremner & Shaw 1958). Por el contrario, las



tasas de desnitrificación van aumentando hasta la región de los 60 - 75°C (cuando se produce su máximo) para luego disminuir rápidamente por encima de esta temperatura (Bremner & Shaw 1958; Keeney et al. 1979; Knowles 1982; Paul & Clark 1996). También se puede producir una "nitrificación-desnitrificación parcial" cuando el nitrito se desnitrifica a óxido nitroso y/o dinitrógeno sin convertirse en nitrato. Así mismo, se sabe que la nitrificación y la desnitrificación ocurren simultáneamente en suelos inundados donde existen tanto zonas aeróbicas como anaeróbicas, como sería el caso en un suelo inundado o fondo acuático que contiene una capa aeróbica superficial sobre una capa anaeróbica o en los micrositios de rizosfera aeróbica en suelo anaeróbico (Vymazal et al. 2007).

Nitrato- Amonificación es el primer proceso anóxico después de que el oxígeno se agota en el sistema. Esto incluye la reducción del nitrato a nitrógeno molecular o amoníaco. Este proceso es similar a la desnitrificación donde el nitrato se convierte en gas nitrógeno por varios compuestos intermedios de nitrito, óxido nítrico y óxido nitroso. Esta reacción se produce en condiciones anaeróbicas y anóxicas de tal manera que bajo niveles bajos de oxígeno, la producción de nitrito del amoníaco se ve favorecida por la formación de nitrato a partir del amoniaco. Este nitrito aún puede desnitrificarse a gas nitrógeno sin convertirse a nitrato (Vymazal 2006).

La reducción de nitrato es realizada por dos grupos diferentes de bacterias reductoras de nitratos: las bacterias desnitrificantes que producen nitrito (N_2O) y dinitrógeno (N_2) como principales productos de reducción, y las bacterias nitrato-amonificadoras que producen amonio (NH_4^+) como principal producto final de la reducción de nitrato. La



reacción no es reversible y se lleva a cabo principalmente por quimioheterótrofos, aunque muchos tipos de organismos son capaces de llevar a cabo la desnitrificación: Bacillus, Micrococcus y Pseudomonas son organismos desnitrificantes importantes en los suelos y Pseudomonas, Aeromonas y Virbio son importantes en ambientes acuáticos.

Algunos de los factores que influyen en la nitrificación como son el oxígeno, la temperatura, el pH y la presencia de desnitrificadores.

Fijación. La fijación es el proceso de convertir el gas nitrógeno (N_2) a amoníaco (Vymazal (2007)). La reacción puede ser realizada aeróbica o anaeróticamente por ciertos tipos de bacterias y algas verdeazuladas (= cianobacterias) (Johnston, 1991; EPA, 1999). También existe una variedad de plantas que pueden fijar nitrógeno pero el proceso requiere de una gran cantidad de energía celular que no es necesaria en un ambiente rico en nitrógeno (Vymazal 2006). El proceso la de fijación biológica de N_2 puede ocurrir en la superficie del suelo del humedal, en suelos aeróbicos y anaeróbicos inundados, en la zona de la raíz de plantas y en las superficies de hojas y tallos de las plantas (Buresh et al. 1980) si bien la fijación de nitrógeno en el suelo es mayor en condiciones anaeróbicas que bajo condiciones aeróbicas (Buresh et al. 1980) ya que las bacterias fotosintéticas fijadoras de nitrógeno requieren de condiciones anaeróbicas para el crecimiento (Buresh et al. 1980). Se ha constatado que la mayor actividad fijadora de nitrógeno en suelos inundados se encontró dentro del rango de potencial redox que varía entre -200 a -260 mV (Buresh et al. 1980). En los humedales



construidos la fijación juega un papel menos importante que en los humedales naturales. Esto se debe al ambiente rico en nitrógeno que se creó.

Asimilación por las plantas. La asimilación de nitrógeno se refiere a una variedad de procesos biológicos que convierten las formas de nitrógeno inorgánico en compuestos orgánicos, los cuales son posteriormente utilizados por las plantas para la construcción de las células y los tejidos. Las dos formas de nitrógeno generalmente utilizadas para la asimilación son el amoníaco y el nitrato de nitrógeno.

La tasa potencial de absorción de nutrientes por la planta está limitada por su productividad neta (tasa de crecimiento) y la concentración de nutrientes en el tejido vegetal (Vymazal et al. 2007). Así, la absorción es mayor al comienzo de la temporada de crecimiento, disminuyendo a medida que la planta madura y envejece. En climas templados, la captación absorción del nitrógeno por parte de los macrófitos es un fenómeno de primavera-verano. Este elemento toma especial relevancia si el humedal no se cosecha (se elimina parte de la vegetación nueva), ya que la gran mayoría de los nutrientes que se han incorporado en el tejido de la planta se devolverán al agua mediante procesos de descomposición que liberaran carbono y nitrógeno donde una parte del nitrógeno se liberará nuevamente a las aguas del humedal, una fracción se somete a procesos aeróbicos en la materia muerta y la hojarasca, y una parte puede ser trasladada al rizoma. Los microorganismos y las algas también utilizan nitrógeno. El amoníaco se incorpora fácilmente en los aminoácidos por muchos autótrofos y heterótrofos microbianos.



En condiciones óptimas, la cantidad de nitrógeno eliminado con la biomasa puede alcanzar un 10-16% del nitrógeno total eliminado (Gersberg et al. 1985, Herskowitz 1986).

Adsorción de amoníaco: El ion amonio (NH_4^+) generalmente se adsorbe como un ion intercambiable sobre las arcillas y se fija dentro de la red cristalina de estas. También, se adsorbe químicamente por sustancias húmicas. La tasa y el alcance de estas reacciones dependen de varios factores, como la naturaleza y la cantidad de arcillas, la alternancia de periodos secos y periodos de inundación, la naturaleza y cantidad de materia orgánica del suelo, la presencia de vegetación y, el periodo (duración) de inundación (Savant & DeDatta 1982).

Captura del nitrógeno orgánico en el suelo (Vymazal 2007): A medida que el material que contiene nitrógeno se asienta en los humedales, la materia es absorbida por las plantas (o descompuesta por los microorganismos) de tal manera que cuando las plantas mueren, el nitrógeno orgánico se incorpora al suelo de un humedal para, tras una serie de procesos, formarse turba. De esta manera, algunas fracciones del nitrógeno orgánico incorporado en detritus pueden quedar durante un largo periodo de tiempo fuera del ciclo de nutrientes adicionales al quedar almacenado en el suelo. Este proceso se restringe a humedales construidos con vegetación emergente y superficie de agua libre donde la capa de turba/hojarasca juega un papel importante en la eliminación de nutrientes (Vymazal 2007).



Oxidación anaeróbica de amonio (ANAMMOX): el ANAMMOX es la conversión anaeróbica de NO_2^- y NH_4^+ a N_2 (Mulder et al. 1995). Esto implica que el nitrito se oxida a amonio y luego a gas nitrógeno.

2.3.5. Mecanismo de eliminación del fósforo (P)

El fósforo en los humedales se presenta como fosfato en compuestos orgánicos e inorgánicos (Vymazal 2007). Las formas orgánicas se pueden agrupar generalmente en 1) Fósforo fácilmente descomponible (ácidos nucleicos, fosfolípidos nucleoproteínas y azúcares fosforilados o azúcares fosfatos), y 2) Fósforo orgánico lentamente descomponible (inositol fosfatos o fitina) (Dunne & Reddy 2005; Vymazal 2006). La forma predominante es en forma de ortofosfato que puede ser utilizado por algas y macrófitos y representa un importante vínculo entre el ciclo de fósforo orgánico e inorgánico en los humedales. También se puede encontrar como ortofosfato deshidratado (polifosfato) y fósforo orgánico (Vymazal et al. 2007).

En los humedales construidos la eliminación de fósforo tiende a no ser tan alta como la eliminación de nitrógeno. Esto se debe a que este tipo de humedales no proporcionan la ruta metabólica directa para eliminar el fósforo.

Los humedales para reducir el fósforo utilizan medios físicos, químicos y biológicos (DeBusk 1999b) tales como complejación y precipitación, acreción de turba/suelo, adsorción/desorción, precipitación/disolución, absorción de plantas/microbios, fragmentación y lixiviación, mineralización y entierro (Watson et al. 1989). De estos, la generación de turba/suelo es a largo plazo el principal sumidero de fósforo en los humedales construidos. Sin embargo, la tasa de acumulación de turba es muy lenta al



presentar como promedio mundial una tasa de acreción de tan solo 1 a 2 mm por año (Craft & Richardson 1993). Además, este mecanismo solo es efectivo en humedales construidos que presenten por un lado, una alta producción de biomasa y, por otro lado, una inundación permanente (como es el caso de los humedales construidos de superficie de agua libre y con vegetación emergente).

A corto y medio plazo, la mayor eliminación de fósforo se realiza mediante la absorción de las raíces de las plantas sumergidas (macrófitos) a pesar de que el tiempo de almacenamiento en las plantas varía dependiendo del tipo de vegetación, las tasas de descomposición de la hojarasca, la lixiviación de fósforo del tejido detrítico y la translocación de fósforo desde la biomasa superior a la subterránea (Vymazal 2007). Las plantas absorben el fósforo a través de sus raíces y lo transportan a los tejidos en crecimiento (Vymazal et al. 2007), donde se acumula temporalmente en cantidades muy bajas y en menor medida que el nitrógeno (Brix 1994; Vymazal 1995) de tal manera que la mayor parte de la remoción se produce al comienzo de la temporada de crecimiento de las plantas acuáticas (en la mayoría de las regiones durante la primavera), antes de alcanzar la tasa de crecimiento máxima (Boyd 1969; Vymazal 1995). El fósforo luego se libera de la biomasa al ecosistema del humedal después de la descomposición de la planta. En ese proceso, la materia vegetal en descomposición sobre el suelo libera fósforo al agua, mientras que las raíces en descomposición secretan fósforo en el suelo (Reddy et al. 1999). En efecto, las raíces muertas que se descomponen en el subsuelo, agregan compuestos refractarios y lixivian el agua intersticial en la zona de la raíz mientras que la descomposición de la hojarasca sobre



el suelo conlleva una pérdida inicial de materiales solubles debido a la lixiviación abiótica. Este proceso es bastante rápido y representa la mayor parte de la reducción de masa durante las primeras etapas de la descomposición donde se puede llegar a liberar hasta el 30% de los nutrientes durante los primeros días de la descomposición. Los nutrientes liberados se pueden incorporar en el protoplasma de los organismos descomponedores donde las actividades como la respiración y la desnitrificación representan pérdidas adicionales de nutrientes (Vymazal, 1995).

En términos generales, la cantidad de fósforo eliminado por la vegetación emergente forma solo una pequeña fracción del fósforo total eliminado en un humedal construido (Vymazal et al. 2007) y, en comparación con los ecosistemas terrestres los humedales naturales no son particularmente efectivos en la eliminación del fósforo (Richardson 1985). También cabe decir que la capacidad de adsorción de fósforo de un suelo aumenta con el contenido de arcilla (Rhue & Harris 1999) siendo, la capacidad de absorción, mayor en suelos minerales que en suelos orgánicos (donde la adsorción de fósforo se ha relacionado con altos niveles de aluminio, hierro y calcio).

La adsorción y precipitación del suelo (que se refiere al movimiento del fósforo inorgánico soluble del agua intersticial del suelo a las superficies minerales donde se acumula sin penetrar) es otro de los mecanismos de reducción del fósforo en los humedales. La absorción está controlada por la interacción del potencial redox, el valor del pH, el hierro y aluminio, y la cantidad de fósforo presente en el suelo nativo (Lindsay 1979; Faulkner & Richardson 1989; Richardson & Vaithyanathan 1995) de tal manera que, un potencial redox por debajo de +250 mV causará la reducción de Hierro



III (Fe_3^+) a Hierro II (Fe_2^+), liberando el fósforo asociado (Faulkner & Richardson 1989). En suelos ácidos, el fósforo inorgánico se adsorbe sobre óxidos hidratados de hierro y aluminio y puede precipitar como Fe-fosfatos insolubles (Fe-P) y Al – fosfatos insolubles (Al-P).

Otro de los mecanismos que se producen en los humedales construidos es la sorción de fósforo por el suelo. La sorción generalmente se describe como un proceso que conlleva dos pasos: 1) el fosfato intercambia rápidamente entre el agua intersticial del suelo y las partículas del suelo o las superficies minerales (adsorción), y 2) el fosfato penetra lentamente en las fases sólidas (absorción). La sorción está controlada por la concentración de fosfato en el agua intersticial y la capacidad de la fase sólida para reponer el fosfato. De esta manera, cuando las partículas del suelo se saturan con fósforo y el agua intersticial del suelo tiene bajas concentraciones de este elemento, se produce un movimiento neto de fósforo desde el suelo hasta el agua intersticial hasta que se consigue el equilibrio entre las concentraciones de fósforo en el suelo y las concentraciones en el agua intersticial del suelo.

La captación microbiana (bacterias, hongos, algas, microinvertebrados, etc.) es otro sistema que presentan los humedales para la retención del fosfato. Es un mecanismo muy rápido, porque estos organismos crecen y se multiplican a gran velocidad, pero la magnitud (cantidad almacenada) de fósforo es muy baja y depende de, entre otros, del estado trófico del humedal (Vymazal 2006). Por lo tanto, la eliminación del fósforo por medios biológicos es más una solución temporal ya que el fósforo se libera en el agua una vez que el organismo comienza a descomponerse.



Las bacterias generalmente se consideran descomponedoras que simplemente mineralizan el fósforo orgánico, aunque también se ha demostrado que regulan el flujo de fósforo a través de la interfaz sedimento-agua (Kleeberg y Schlunbaum, 1993) y contribuyen al entierro del fósforo mediante la producción de compuestos orgánicos refractarios (Gächter & Meyer, 1993).

2.3.6. Mecanismos de eliminación de metales

Los metales se presentan tanto en formas solubles (siendo esta la forma más biodisponible) como en formas particuladas asociadas en el sue

lo. La eliminación de metales se produce por sedimentación, precipitación, filtración, adsorción, complejación, precipitación, intercambio catiónico, reacciones mediadas microbianamente (especialmente la oxidación), y absorción por las plantas (Watson et al. 1989; Vymazal et al. 2007).

La adsorción de metales a la superficie de la vegetación es un proceso que puede ser significativo en plantas que presentan un ratio alto entre área superficial y volumen (Vymazal et al. 2007). De hecho, hay algunos tipos de plantas que son capaces de almacenar grandes cantidades de metales en la biomasa y en sus raíces (DeBusk 1999b) como es el caso de la lenteja de agua que puede llegar a capturar grandes cantidades de cadmio, cobre y selenio. De ahí que, si se seleccionan las especies de plantas adecuadas, se pueden alcanzar porcentajes relativamente altos de eliminación de metales. Sin embargo, la recolección de la biomasa aérea solo ayuda mínimamente a la eliminación de metales debido a que la mayor concentración de metales se encuentra en las raíces mientras que en las partes aéreas, es decir, en tallos y hojas es



mucho menor. En los rizomas la concentración es relativamente baja (Vymazal 1995; Vymazal et al. 2007). A partir de aquí también se debe tener en cuenta que la acumulación de metales en las plantas puede ser suficiente para matarlas en solo una temporada de crecimiento (Cooper et al. 1996). Las comunidades microbianas también juegan un papel importante en la eliminación de algunos metales como es el caso del hierro. De hecho, la presencia de bacterias oxidantes de metales en la zona aeróbica del suelo causa la precipitación de óxidos y la presencia de bacterias reductoras de sulfatos en la zona anaeróbica del suelo causa la precipitación de sulfuros metálicos. Así mismo, el suelo de los humedales también es una fuente en la cual se pueden quedar atrapados los metales. Por ejemplo, el cromo y cobre pueden unirse químicamente a arcillas y óxidos (EPA 2000) quedando atrapados en el suelo. Por otro lado, metales que incluyen cadmio, cobre, níquel, plomo y zinc forman compuestos insolubles cuando interactúan con los sulfuros en condiciones anaeróbicas en los suelos de los humedales construidos. Esto minimiza la capacidad de estos metales para resolubilizarse en condiciones anaeróbicas.

3. Los humedales construidos del delta del Ebro

3.1. Antecedentes

En el delta del Ebro, el agua que proviene de los campos de arroz es descargada hacia sus bahías a través de las acequias de desagüe. Esta agua sale cargada de fangos, nutrientes, componentes fitosanitarios y metales pesados provocando un empeoramiento del estado ecológico de estos ambientes; por lo que se requiere mejorar la calidad del agua de las acequias antes de ser vertida hacia las bahías. De ahí



que, a principios del presente siglo, se llevó a cabo la planificación y construcción de dos humedales construidos en el delta del Ebro con el objetivo de reducir la aportación de nutrientes y otros contaminantes hacia las bahías del Delta. Esta actuación se enmarcaba dentro de la actuación denominada “PROGRAMA DE CALIDAD DE LAS AGUAS DEL DELTA DEL EBRO. ALIMENTACIÓN DE LAS BAHÍAS CON AGUA DULCE DE LOS CANALES DE RIEGO. 1ª FASE. CONSTRUCCIÓN DE UNA GUARDA COSTERA Y HUMEDALES DE DECANTACIÓN (TARRAGONA)” y que formaba parte del conjunto de acciones urgentes situadas en el ámbito de la Cuenca Hidrográfica del Ebro establecidas en el “Pla Integral de Protecció del Delta de l’Ebre (PIPDE)”. De esta manera, en el BOE nº 253 del día 20 de octubre de 2009, ACUAMED (empresa pública estatal encargada de gestionar estas actuaciones) hacia público el concurso para la ejecución de las “Obras incluidas en la actuación urgente 4a; programa de calidad de las aguas del delta del Ebro”, mencionado anteriormente a fin de construir dos humedales construidos de flujo superficial; uno en el hemidelta Norte el filtro conocido como “Illa de Mar” y otro en el hemidelta Sur denominado “L’Embut”.

Tras la aprobación del proyecto técnico y de diferentes trámites legislativos, los trabajos de construcción de la obra se iniciaron en el año 2010 y fueron finalizados en el 2013. Sin embargo, no será hasta marzo de 2014 que se realice la puesta en marcha oficial a pesar de no disponerse de un plan de gestión que permitiese la optimización de estos ambientes.



3.2. Características de los humedales construidos del delta del Ebro

Los humedales fueron construidos en terrenos que eran antiguos arrozales y se diseñaron en base al modelo de “*Kadlec & Knight*”. Este modelo tiene en cuenta la existencia de un umbral de concentración mínima por debajo del cual no se produce la depuración del agua. En otras palabras, dado que un humedal es un ecosistema con una alta producción de materia orgánica, hay un aporte interno de materia que acaba siendo retenido dentro del propio sistema. Ello significa que, en la práctica, por debajo de ese umbral mínimo nunca se podrá mejorar la calidad del agua saliente.

Las razones para decantarse hacia este modelo fueron, en primer lugar, porque es un modelo conservador y los criterios de vertido no están próximos a las concentraciones de fondo (situación en la que las necesidades de superficie crecen exponencialmente) y; en segundo lugar, porque las experiencias previas de humedales construidos en Catalunya (p.e. laguna Europa en los humedales de l’Empordà, humedal de Granollers y humedal del Delta del Llobregat) fueron diseñados bajo esta aproximación. Además, en el momento de la construcción no se disponía de un histórico de analíticas que permitiera un conocimiento exhaustivo del tipo de agua a tratar en el humedal.

Estos condicionantes hicieron desarrollar el proyecto de diseño y construcción desde una perspectiva más elástica, buscando un punto de equilibrio entre las tres variables que intervienen en el sistema: **superficie – caudal - porcentaje de reducción de contaminantes** ya que: i) los humedales construidos del Delta del Ebro no cumplen la misión de depurar aguas residuales por lo que no cabe conseguir unas concentraciones del efluente en acorde a la normativa para este tipo de aguas. En caso contrario,



hubiera sido necesario plantearse otro tipo de diseño constructivo dirigido al cumplimiento de ésta y; ii) Teniendo en cuenta que el afluente del humedal no es el efluente de una estación de tratamiento de aguas, donde los parámetros de calidad se mantienen o deben mantenerse constantes a lo largo del año, se adoptó la temperatura de diseño como parámetro para definir el **caudal a tratar**. La temperatura de diseño corresponde a los períodos en los que se busca la mayor eficacia del filtro. Estos períodos son los meses de verano donde para evitar el daño a la inminente cosecha de arroz, los drenajes (y las estaciones de bombeo asociadas) funcionarían a máxima capacidad.

En base a estas dos consideraciones, se estableció el diseño final de ambos humedales construidos, las características principales de cada uno se presentan a continuación.

3.2.1. Humedal Norte

Superficie y celdas

El humedal norte se localiza en el término municipal de Deltebre y está parcialmente incluido dentro del Parque Natural del Delta del Ebro así como en el PEIN Delta del Ebro y en la red Natura 2000. El humedal tiene una superficie interior de 43,54 ha, con una longitud de unos 2.100 m y una anchura que varía entre los 100 y los 410 m.

El humedal está dividido en tres celdas conectadas entre sí mediante tuberías de paso y separadas por motas construidas de tierra y reforzadas con escollera. La primera celda está diseñada para tener una superficie efectiva de tratamiento de 80.121 m². La segunda celda tiene una superficie efectiva de tratamiento de 132.570 m² mientras que la tercera celda presenta una superficie efectiva de tratamiento de 222.769 m². En



total se obtienen 237.500 m² de superficie efectiva con vegetación (compuesta principalmente por carrizo (*Phragmites Australis*), y espadaña (*Typha Sp.*)); 175.124 m² de agua con lámina libre y 22.836 m² de zona de fangueo. A esta superficie cabe añadirle 34.195 m² de zonas de recreo que no contribuyen a la depuración de las aguas.

Caudal a tratar

El agua entra en el humedal mediante bombeo y tornillo de Arquímedes; situado en la entrada de la primera celda. El tornillo, que dispone de un variador de frecuencia para regular el caudal de entrada al sistema, permite elevar el agua hasta la cota de 1.5m. Una vez el agua es vertida en la primera celda del filtro, esta circula por gravedad a través de las dos celdas siguientes hasta la salida.

Tal y como se ha comentado anteriormente, para calcular los porcentajes de reducción de distintos contaminantes en función del caudal se utilizó el modelo de “Kadlec y Knight”. En este caso, el contaminante utilizado fue el fósforo y el objetivo a perseguir era obtener una reducción del 25 % de la carga de fósforo entrante. En base a este criterio, se estimó que el caudal máximo de bombeo de entrada para el humedal era de 0,65 m³/s.

Descripción del funcionamiento del humedal

El afluente de este humedal es el desagüe denominado “Unión” localizado cerca de la estación de bombeo de “Illa de Mar”. Esta estación recibe también las aguas del drenaje de Florença y por lo tanto se evacua la mayor parte del agua de los retornos de riego del hemidelta norte.



En la primera celda, el agua del canal de retorno es bombeada y elevada (a través del tornillo de Arquímedes) hasta la entrada del filtro. Una vez dentro de la celda, el agua circula por gravedad a través de esta hasta alcanzar la salida que consta de un colector que recoge el agua y la lleva hasta una arqueta de entrada donde hay un sifón de paso. De esta manera, el agua del canal colector de la celda 1 se recoge en una arqueta que da entrada al sifón y que a su vez tiene salida en otra arqueta conectada con el canal distribuidor de entrada de agua a la celda 2. En total, existen siete puntos de salida del agua de la celda 1 hacia el canal colector. Estos puntos de salida son manipulados mediante compuertas ataguías que sirven para regular el nivel del agua dentro de la celda.

El paso de la celda 1 a la celda 2 se realizará mediante un sifón bajo el desagüe de la Tijera, formado por dos tubos de hormigón armado situados en paralelo. Asimismo, estos tubos disponen de unas compuertas situadas en la arqueta de entrada al sifón para regular el paso de agua de tal manera que el agua puede circular sólo por uno de ellos o por los dos.

En la celda 2, existen cuatro puntos de entrada de agua que se localizan a lo largo del canal distribuidor. Los puntos de entrada también están regulados por compuertas ataguías. Una vez el agua entra en la celda 2, esta circula por gravedad hasta alcanzar la salida.

El paso entre las celdas 2 y 3 se realiza mediante cuatro pasos de agua, a partir de la colocación de tuberías a nivel de hormigón armado bajo la mota de separación entre las dos celdas. En la entrada de estos tubos existen unas boquillas con compuertas



ataguías que facilitan la regulación del flujo y del nivel del agua de la celda. Finalmente, el agua de la celda 3 se recoge mediante un canal colector prefabricado de hormigón que presenta siete vertederos de 2,3 m de ancho. Este canal colector alimenta la arqueta de salida desde donde, atravesando el camino de la bahía del Fangar, desagua en la acequia de El Goleró, aguas arriba de las compuertas flotantes instaladas por la Comunidad de Regantes. Las conducciones desde la arqueta de salida de la celda 3 a la obra de salida al desagüe Goleró se realizan mediante 3 tubos de hormigón armado.

La obra de salida al desagüe Goleró dispone de un vertedero de 5,30 m de longitud para el control del nivel del agua. La arqueta de salida está protegida con una escollera de 100 a 200 kg. En esta arqueta no existen bombas de desagüe ni compuertas, dado que la salida se realiza por gravedad. La salida está ubicada aguas arriba de las compuertas basculantes del desagüe del Goleró para facilitar el funcionamiento del humedal durante la mayor parte del tiempo y, en condiciones en que el nivel del mar se encuentre por encima de la cota +0,30 m.s.n.m. En caso que el humedal no puede desaguar, se entra en parada hasta que se restablecen las condiciones de nivel.

3.2.2. Humedal Sur

Superficie y celdas

El humedal sur se localiza en el término municipal de Amposta y, al igual que en el filtro norte, parte de los terrenos están incluidos dentro de la Red Natura 2000. La superficie efectiva de tratamiento de este humedal es de 86.90 ha, con un total de 530.933 m² de plantación de espadaña; 321.804 m² de lámina de agua libre; 16.265 m² de zona de fangueo y, 31.181 m² de zonas de recreo.



El filtro está dividido en tres celdas consecutivas. La primera celda tiene una superficie efectiva para el tratamiento del caudal de 227.709 m². La segunda celda 2 tiene una superficie efectiva de tratamiento de 423.810 m² y, la tercera celda tiene una superficie efectiva de tratamiento de 217.483 m².

Caudal a tratar

A diferencia del humedal Norte, el afluente en el filtro de l'Embut (o filtro sur), entra por gravedad desde la acequia del Riu Vell y de la acequia de los Gossos. Por el contrario, el agua es vertida fuera del humedal hacia el canal de circunvalación y hacia la laguna de la Encanyissada mediante bombeo y tornillo de Arquímedes.

De la misma manera que en el humedal Norte se utilizó el modelo de *Kadlec y Knight* para calcular los porcentajes de reducción de distintos contaminantes y caudales. El contaminante que limitó el caudal de diseño fue el fósforo, con una reducción del 25 % obteniéndose un valor de caudal máximo de bombeo de salida de 1 m³/s.

Descripción del funcionamiento del humedal

El agua en el filtro sur procede de la acequia del Riu Vell y de la acequia de los Gossos por lo que el filtro presenta dos entradas. El agua se distribuye en la primera celda de la misma manera que se ha descrito en el humedal norte, o sea, a través de un canal distribuidor de hormigón que presenta seis vertederos de 2,30 m de longitud cada uno. Estos puntos de entrada desde el canal distribuidor disponen de compuertas ataguías que permiten la regulación de la cota de vertido, siendo la cota habitual, según el cálculo piezométrico realizado, la cota de -0,20 m.s.n.m., para que el agua fluya libremente a la misma cota que lo hace en los desagües de origen (habitualmente



entre la cota 0 y la+0,15 m.s.n.m.). Este canal distribuidor, que se encuentra a lo largo de todo el margen norte de la primera celda dispone en sus dos extremos, junto a las arquetas de entrada, de dos compuertas abatibles que impiden en todo momento la recirculación del agua desde el humedal hacia las acequias del Riu Vell y de Gossos.

El paso desde la primera celda hacia la segunda celda se realiza a través de cuatro pasos de agua. Los pasos consisten en 4 tuberías puestas a nivel de hormigón bajo la mota de separación entre las dos celdas; factor que permite el flujo libre del agua. En la entrada de los tubos existen unas boquillas donde se colocan las compuertas ataguías y que facilitan la regulación del flujo del agua y la definición de la cota de inundación de la celda.

La salida del agua de la segunda celda 2 y el correspondiente paso hacia la tercera celda se realiza mediante cuatro tuberías de hormigón armado instaladas bajo la mota de separación entre ambas celdas. En la entrada de los tubos también existen unas boquillas para la colocación de las compuertas ataguías con el mismo objetivo que en el caso anterior: regular el flujo de agua y definir la cota de inundación de la celda. El agua de la tercera celda se recoge mediante un canal colector que dispone de cuatro puntos de entrada; los cuales también están regulados mediante compuertas ataguías. El canal colector de la tercera celda lleva el agua hacia una arqueta donde está instalado un sistema de elevación del agua (tornillo de Arquímedes con variador de frecuencia), que permite la regulación del caudal de salida hasta $1\text{m}^3/\text{s}$. Una vez elevada el agua a la cota mediante el tornillo, el caudal pasa a una arqueta de salida



desde donde se evacua hacia la laguna de la Encanyissada o hacia el canal de Circunvalación, según la gestión que se realice del sistema y del caudal resultante.

3.3. Recomendaciones de gestión y operación

Una de las principales conclusiones del análisis de los resultados de la acción C3 relacionados con la depuración de agua residual agrícola proveniente de los canales de drenaje de los arrozales es que los humedales construidos están infrautilizados. Es decir, todo indica que los humedales soportarían una mayor cantidad de agua (incremento de la tasa de renovación del agua) manteniendo o incluso mejorando su performance en relación a la depuración de agua (mejora en la eliminación de los nutrientes totales).

Tal como ya se ha comentado, la cantidad de agua residual agrícola que puede pasar por los humedales depende, sobretodo, del sistema de bombeo. En ambos casos el sistema de bombeo es individual y eléctrico (tornillos de Arquímedes conectados a la red eléctrica). Así pues, la cantidad de agua que puede pasar por los humedales depende de la capacidad económica de la entidad gestora para sufragar el gasto eléctrico. Así pues, se recomienda que la gestión de los humedales construidos sea pública para garantizar su funcionamiento durante todo el año y, sobretodo, durante los meses en que se hacen prácticas agrícolas relacionadas con el cultivo del arroz (abril-octubre).

Tener un sistema de bombeo autónomo tiene, sin lugar a dudas, ventajas, pero también se debería de considerar la posibilidad de conectar la salida del agua a la red general canales de drenaje que son propiedad de las dos comunidades de regantes.



Estas comunidades son corporaciones de derecho público adscritas a la Confederación Hidrográfica del Ebro, que tienen como función principal la de la administración del agua de los canales de la Izquierda y derecha del Ebro. Así pues, se recomienda que el humedal norte tenga una o más salidas de agua depurada a la red de canales de drenaje del hemidelta norte (gestionada por la Comunidad de Regantes – Sindicato Agrícola del Ebro, más conocida como Comunidad de Regantes de la Izquierda del Ebro) y que el humedal sur norte tenga una o más salidas de agua depurada a la red de canales de drenaje del hemidelta sur (gestionada por la Comunidad General de Regantes del Canal de la Derecha del Ebro). Si se produjeran estas conexiones, la gestión del agua depurada por los humedales estaría sometida a la gestión general del agua de drenaje de los arrozales, de hecho, como estaba antes de que se construyeran los humedales artificiales. Así, la mayoría del tiempo el agua saldría de los humedales por gravedad, excepto bajo condiciones de subida del nivel de las bahías del delta en que las comunidades de regantes tienen que poner en marcha sus sistemas de bombeo. Esto no supondría un incremento de los costes de bombeo a las comunidades, pues el volumen de agua a bombear sería exactamente el mismo que en la época anterior a la construcción de los humedales. Es decir, la construcción de los humedales supuso un ligero desvío del curso del agua de drenaje pero en ningún caso un aumento del agua de drenaje.

Mantener el actual sistema de bombeo autónomo sería ventajoso en aquellos casos en que la gestión del agua de drenaje por parte de las comunidades no requiera el bombeo de agua, pero sí el funcionamiento de los humedales.



Tal como se ha comentado, se recomienda que la conexión de los humedales a la red general de canales de drenaje de los arrozales se haga en varios puntos. Concretando, se recomienda de cada una de las tres celdas de los humedales tenga una salida a la red general de canales de drenaje. Esto permitiría una gestión más eficiente pues tal como se ha observado, puede haber redisolución de algunos contaminantes (sobre todo orgánicos) bajo condiciones de baja tasa de renovación del agua. Es decir, el agua en la celda del centro y de salida puede llegar a tener peor calidad que el agua de la celda de entrada. Lo mismo pasa con la capacidad de secuestro de carbono y acreción. Por tanto, en algunos momentos sería mejor que el agua saliera del humedal antes de hacer su recorrido completo. De hecho, la situación óptima sería que cada celda tuviera no solamente salidas pero también entradas de agua independientes. De esta forma, según las características del agua de entrada (agua de drenaje de los arrozales), las celdas de los humedales podrían funcionar en continuo o en paralelo. Esto implicaría un sistema rutinario de monitorización de las características del agua y del suelo de los humedales construidos.

El sistema rutinario de monitorización de los humedales construidos tendría como objetivo tener la información necesaria y relevante para decidir en cada momento que tipo de funcionamiento deberían de tener los humedales (funcionamiento de las celdas en serie o en paralelo, activar el bombeo autónomo, etc.). Este tipo de toma de decisiones también debería de estar condicionado por las necesidades de calidad del agua en las bahías, tanto con criterios ambientales como de producción, en este caso, de producción acuícola (en las bahías del delta de Ebro se desarrollan importantes



actividades de acuicultura de bivalvos y marisqueo). En relación a la producción de bivalvos, los productores tienen necesidades de calidad del agua distintas según la época del año y, por tanto, estas necesidades se deberían de tener en cuenta a la hora de decidir qué tipo de gestión aplicar a los humedales construidos.

Otro objetivo del sistema de monitoreo sería incrementar el gradiente de condiciones que influyen la calidad del agua y del suelo de los humedales. Tal como se ha comentado, debido a sus dimensiones estas infraestructuras verdes son sistemas muy complejos y 3 años de datos no son suficientes para abarcar todo el rango de condiciones posible. Recogiendo más datos permitiría entender mejor el funcionamiento de los humedales construidos y desarrollar un modelo hidráulico acoplado a un modelo de calidad del agua, secuestro de carbono y acreción. Dicho modelo tendría la función de predecir los parámetros relevantes en función de esquemas de gestión y condiciones de entrada (calidad del agua de entrada, condiciones atmosféricas, etc.). Tal herramienta permitirá avanzar hacia un modelo de gestión adaptativo, que sería lo más indicado para sistemas complejos como son estas infraestructuras verdes.

Finalmente, se recomienda idear un sistema que permita inundar puntualmente los humedales construidos con agua marina. El delta del Ebro es un “hot spot” de entrada y establecimiento de especies exóticas, muchas de ellas invasoras y que provocan impactos ambientales y/o económicos (e.g. cangrejo americano, caracol manzana, gambusia, dojo, etc.). La gran mayoría de estas especies son de agua dulce y, por tanto, una manera efectiva de controlarlas es inundando los sistemas afectados con



agua marina (por ejemplo, esta es una práctica que se utiliza para controlar el caracol manzana, que está causando pérdidas económicas importantes en el sector arrocero). Además, algunas publicaciones recientes indican que ecosistemas acuáticos del tipo lagunas costeras mediterráneas humanizadas, con algunas características compartidas con los humedales construidos, mejoran su estado ecológico si la salinidad del agua se acerca a sus condiciones de referencia (salinidad cercana al agua marina) y llegan a establecer un umbral de salinidad mínima (15 ppt) para su correcto funcionamiento ecológico (ver Rodríguez-Climent et al. 2013).



4. Referencias bibliográficas

Álvarez, J.A.; Bécares, E. (2008): The effect of vegetation harvest on the operation of a surface flow constructed wetland. *Water* 34 (5): 645-650.

Andrade, M.; Camacho, A.; Delgadillo O. F.; Pérez, L. (2010): Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. *Bolivia*.

Afouros, A.; Goudarzi, S. (2015): Evaluation of nitrogen removal from agricultural runoff via constructed wetlands. *Journal of Scientific Research and Development* 2 (3): 133-135.

Armstrong, W.; Armstrong, J.; Beckett, P.M.; Justin, S.H.F.W. (1991): Convective gas-flows in wetland plant aeration. In: Jackson, M.B.; Davies, D.D.; Lambers, H. (eds.): *Plant Life under Oxygen Deprivation*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands. Pp. 283-302.

Ávila, C., Matamoros, V., Reyes-Contreras, C., Piña, B., Casado, M., Mita, L., Rivetti, C., Barata, C., García, J., Bayona, J.M. (2014): Attenuation of emerging contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater. *Sci. Total Environ.* 470-471, 1272-1280.

Barber, D.A.; Martin, J.K. (1976): The release of organic substances by cereal roots into soil. *New Phytol.* 76, 69- 80.

Barko, J.W.; Gunnison, D; Carpenter, S.R. (1991): Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aqua. Bot.* 41, 41-65.



- Behrends, L.L., Balley, E., Jansen, P., Houke, L., Smith, S., 2007. Integrated constructed wetland systems: design, operation, and performance of low-cost decentralized wastewater treatment systems. *Water Science and Technology* 55, 155-161.
- Börner, T; Von Felde, K.; Gschlossl, T.; Kunst, S.; Wissing, F.W. (1998): Germany. In: Vymazal J, Brix H, Cooper PF, Green MB, Haberl R, (Eds). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Leiden: Backhuys Publishers;
- Boyd, C. E. (1969): Production, mineral nutrient absorption, and biochemical assimilation by *Justica americana* and *Alternanthera philoxeroides*. *Arch. Hydrobiol.* 66, 139–160.
- Bremner, J.M.; Shaw, K. (1958): Denitrification in soil. II. Factors affecting denitrification. *J Agric Sci.* 51: 40 – 52.
- Brix, H. (1993): Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In Moshiri, G.A. (ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. pp. 9-22.
- Brix, H. (1994): Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status and future perspectives. *Water Sci. Technol.* 30 (8) 209-223.
- Brix, H. (2004): Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. *Proceedings of the 9th International*



Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon, France, 26-30th September 2004. Pages 1-8.

Brix, H.; Schierup, H.-H. (1989): Sewage treatment in constructed wetlands—Danish experience. *Wat. Sci. Tech.*, 21, 1665-1668

Brix, H.; Schierup, H.-H. (1989): The use of macrophytes in water pollution control. *AMBIO* 18, 100-107.

Brix, H., Arias, C. (2005): The use of vertical flow constructed wetland for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25, 491-500.

Buresh, R.J.; Casselman, M.E.; Patrick Jr., W.H. (1980): Nitrogen fixation in flooded soil systems: a review. *Adv Agron.* 33: 149 – 92

Chappell, K.R.; Goulder, R. (1994): Seasonal variation of epiphytic extracellular nzyme activity on two freshwater plants, *Phragmites-australis* and *Elodea-canadensis*. *Arch. Hydrobiol.*, 132, 237-253.

Cooper, P.F.; Job, G.D.; Green, M.B.; Shutes, R.B.E. (1996): *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*; WRc Publications: Medmenham, UK.

Craft, B.C.; Richardson, C.J. (1993): Peat accretion and phosphorus accumulation along a eutrophication gradient in the northern Everglades. *Biogeochemistry* 22, 133 – 56.



- Crites, R.; Tchobanoglous, G (2000): Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Mc Graw- Hill Interamericana. S. A. Santa fe de Bogotá. pp. 776. Colombia.
- DeBusk, W. F. (1999a): Wastewater Treatment Wetlands: Contaminant Removal Processes. Soil and Water Science Department, University of Florida. SL155.
- DeBusk, W. F. (1999b): Wastewater Treatment Wetlands: Applications and Treatment Efficiency. Soil and Water Science Department, University of Florida. SL156.
- De Jong, J. (1976): The Purification of Wastewater with the Aid of Rush or Reed Ponds. In Biological Control of Water Pollution; Tourbier, J., Pierson, R.W., Eds.; Pennsylvania University Press: Philadelphia, PA, USA, 1976; pp. 133-139.
- Dunne, E.J.; Reddy, K.R. (2005): Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: Dunne, E.J.; Reddy, R.; Carton, O.T. (Eds). Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers. Pp: 105 – 119.
- EPA (2000): Manual. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio
- Faulkner, S.P.; Richardson, C.J. (1989): Physical and chemical characteristic of freshwater wetland soils. In: Hammer, D.A. (ed.), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural. pp. 41-72. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.



- Fernández, J. et al. (2004): Manual de fitodepuración, Ayuntamiento de Lorca, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Focht, D.D.; Verstraete, W. (1977): Biochemical ecology of nitrification-denitrification. *Adv. Microbiol. Ecol.* 1, 135-214.
- Gächter, R.; Meyer, J.S. (1993): The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia* 253, 103 – 121.
- Gambrell, R.P., DeLaune, R.D. & Patrick, W.H. 1991. Redox processes in soils following oxygen depletion. In: Jackson, M.B.; Davies, D.D.; Lambers, H. (eds.): *Plant Life under Oxygen Deprivation*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands. pp. 101-107.
- García, A. (2016): Influencia de la saturación parcial en humedales construidos de flujo subsuperficial vertical sobre la eliminación de nitrógeno del agua residual urbana. Trabajo final de grado. Ingeniería d'Obres Públiques. Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental UPC; pp. 1-50.
- García, J.; Ruiz; A.; Junqueras, X. (1997): Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos. *Tecnología del Agua*, 165: 58-65.
- García, J. Mujeriego, R., Obis J., Bou, J. (2001): Wastewater treatment for small communities in Catalonia (Mediterranean region). *Water Policy* 3:341-350.
- García, J.; Aguirre, P.; Mujeriego, R.; Huang, Y.; Ortiz, L.; Bayona, JM. (2004): Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Res.*, 38 (7), 1669-1678.



- García Serrano, J.; Corzo Hernández, A. (2008): Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Barcelona: Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya.
- Gersberg, R.M.; Elkins, S.R.; Lyons, S.R.; Goldman, C.R. (1985): Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Res.* 20, 363-368.
- Gumbrecht, T. (1993): Nutrient removal capacity in submersed macrophyte pond systems in a temperate climate. *Ecol. Eng.* 2, 49-61.
- Gumbrecht, T. (1993): Nutrient removal processes in fresh water submersed macrophyte systems. *Ecol. Eng.* 2, 1-30.
- Guerrero, J.; García, J. (2002): Manejo de aguas residuales orientado hacia procesos de tratamiento por humedales artificiales. *Scientia et Technica*, 18. 97-104.
- Haslam, S.M. (1971a): Community regulation in *Phragmites communis* Trin. I. Monodominant stands. *J. Ecol.* 59, 65-73
- Haslam, S.M. 1971 b. The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. *Ann. Bot.* 35, 1059-1072
- Hauck, R.D. (1984): Atmospheric nitrogen chemistry, nitrification, denitrification, and their relationships. In: Hutzinger O (Eds). *The handbook of environmental chemistry. Vol. 1. Part C, The natural environment and biogeochemical cycles.* Berlin: Springer-Verlag. Pp. 105 – 127.



Herskowitz, J. (1986): Town of Listowel artificial marsh Project. Final report. Project No. 128 RR. Ontario Ministry of the Environment, Toronto.

Hofmann, K. (1986): Wachstumverhalten von Schilf (*Phragmites australis* [Cay.] Trin. ex Steudel) in kliirschlamm beschickten Filterbeeten. Arch. Hydrobiol. 107, 385-409.

Interstate Technology & Regulatory Council (2003): Technical & Regulatory Guidance for Constructed Treatment Wetlands. United States Environmental Protection Agency.

Jetten, M.S.M.; Logemann, S.; Muyzer, G.M.; Robertson, L.A.; DeVries, S.; Van Loosdrecht, M.C.M. (1997): Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. *Antonie van Leeuwenhoek* 71; 75 – 93.

Johnston, C.A. (1991): Sediments and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *CRC Crit Rev Environ Control* 21, 491 - 565.

Kadlec, R.H. (1994): Overview: Surface Flow Constructed Wetlands. In Proceedings of the 4th International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control; ICWS Secretariat: Guangzhou, China, 1-12.

Kadlec, R.H.; Knight, R.L. (1996): *Treatment Wetlands*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL 33431, USA

Kadlec, R.H.; Wallace, S.D. (2008): *Treatment Wetlands*, 2nd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.

Kadlec, R.H.; Wallace, S. (2009): *Treatment wetlands*, Second edition. CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL



Kadlec, R.H.; Knight, R.L.; Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P.; Haberl, R. (2000): Constructed wetlands for pollution control. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group and the Use of Macrophytes in Water Pollution Control. IWA Scientific and Technical Report, 8. IWA Publishing London.

Keeney, D.R.; Fillery, I.R.; Marx, G.P. (1979): Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Sci Soc Am J.* 43, 1124 - 1128.

Kickuth, R. (1977): Degradation and Incorporation of Nutrients from Rural Wastewater by Plant Hydrosphere under Limnic Conditions. In *Utilization of Manure by Land Spreading*; Comm. Europ. Commun, EUR 5672e: London, U.K, pp. 335-343.

Kleeberg, A.; Schlunbaum, W. (1993): In situ phosphorus release experiments in the Warnow River (Mecklenburg, northern Germany). *Hydrobiologia* 253, 263 – 74.

Knowles R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews* 46 (1), 43-70.

Knowles, P.; Dotro, G.; Nivala, J.; García, J. (2011): Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering* 37, 99-112.

Laanbroek, H.J. (1990): Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: a review. *Aquat. Bot.* 38, 109-125

Langergraber, G. (2008): Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands-a review. *Vadoze Zone Journal* 7(2): 830–842.



Langergraber, G.; Haberl, R. (2001): Constructed wetlands for water treatment.

Minerva Biotecnologica 13(2): 123–134.

Lindsay, A.L. (1979): Chemical Equilibria in Soils. John Wiley and Sons, New York.

Llorens, E., Matamoros, V., Domingo, V., Bayona, J.M., García, J. (2009): Water quality improvement in a full-scale tertiary constructed wetland: Effects on conventional and specific organic contaminants. Science of The Total Environment 407, 2517-2524.

Norton, S. (2007): Removal Mechanisms in Constructed Wastewater Wetlands.

Mander, U.; Kuusemets, V.; Lõhmus, K.; Mäuring, T.; Teiter, S.; Augustin, J. (2003): Nitrous oxide, dinitrogen, and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. Water Sci. Technol. 48 (5), 135–142.

Matamoros, V., Salvadó, V. (2012): Evaluation of the seasonal performance of a water reclamation pond-constructed wetland system for removing emerging contaminants. Chemosphere 86, 111-117.

Molle, P.; Liénard, A.; Boutin, C.; Merlin, G.; Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. Water Science and Technology, 51(9): 11–21.

Mulder, A.; van de Graaf, A.A.; Robertson, L.A.; Kuenen, J.G. (1995): Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. FEMS Microbiol Ecol 16, 177 - 184.



- Osnaya, M. (2012): Propuesta de Diseño de un Humedal Artificial para el Tratamiento de Aguas Residuales en la Universidad de la Sierra Juárez. Universidad del Sierra Juárez, México.
- Paul, E.A.; Clark, F.E. (1996): Soil microbiology and biochemistry. 2nd ed. San Diego, California: Academic Press. Pp: 340.
- Pettecrew, E.L.; Kalff, J. (1992): Water flow and clay retention in submerged macrophyte bed. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49, 2483-2489.
- Pidre JR. (2010): Influencia del tipo y granulometría del sustrato en la depuración de las aguas residuales por el sistema de humedales artificiales de flujo vertical y horizontal. Tesis Doctoral
- Platzer, C. (1996): Enhanced nitrogen elimination in subsurface flow artificial wetlands - a multistage concept. In: Proc. 5th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Universitat für Bodenkultur Wien, Austria. Chapter 1/7.
- Platzer, C., Mauch, K., (1997): Soil clogging in vertical flow reed beds: mechanisms, parameters, consequences and solutions. Water Science and Technology 35, 175-182.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J.J., Bécares, E., García, J. (2007): Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. Ecological Engineering 30, 312-319.



- Rabat, J. (2016): Análisis de los modelos de diseño de los sistemas naturales de depuración. Máster Universitario en Gestión Sostenible y Tecnologías del Agua. Universitat d'Alacant; pp. 1-112.
- Reddy, K.R.; Patrick, W.H., Jr. (1984): Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediment. *CRC Crit. Rev. Environ. Control.* 13, 273-309.
- Reddy, K.R.; Kadlec, R.H.; Flaig, E.; Gale, P.M. (1999): Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *CRC Crit Rev Environ Sci Technol.* 29, 83-146.
- Reeb, G.; Werckmann, M. (2005): First Performance Data on the Use of Two Pilot-constructed Wetlands for Highly Loaded Non-domestic Sewage. In *Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, Metals and Management*; Vymazal, J., Ed.; Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands; pp. 43-51.
- Richardson, C.J. (1985): Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228, 1424-1427
- Richardson, C.J.; Vaithyanathan, P. (1995): P sorption characteristics of the Everglades soils along an eutrophication gradient. *Soil Sci. Soc. Am.* 59, 1782-1788.
- Rodríguez-Climent, S., Caiola, N., & Ibáñez, C. (2013). Salinity as the main factor structuring small-bodied fish assemblages in hydrologically altered Mediterranean coastal lagoons. *Scientia Marina*, 77(1), 37-45.
- Rovira, A.D. (1969): Plant root exudates. *Bot. Rev.* 35, 35-57.
- Rovira, A.D. (1965): Interactions between plant roots and soil microorganisms. *Ann. Rev. Microbiol.* 19, 241-266.



- Rhue, R.D.; Harris, W.G. (1999): Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. In: Reddy, K.R.; O'Connor, G.A.; Schelske, C.L. (Eds): Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems. Boca Raton, Florida: CRC Press. Pp. 187 – 206.
- Savant, N.K.; DeDatta, S.K. (1982): Nitrogen transformations in wetland rice soils. *Adv Agron.* 35, 241 – 302.
- Sánchez, D. (2013). Diseño y modelización de humedales para el tratamiento de efluentes de depuradora. Aplicación en el entorno del parque nacional de Las Tablas de Daimiel. Tesis Doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha.
- Schmidt, I.; Zart, D.; Bock, E. (2001): Effects of gaseous NO₂ on cells of *Nitrosomonas eutropha* previously incapable of using ammonia as an energy source. *Antonie van Leeuwenhoek* 79, 39 - 47.
- Schmidt, I.; Sliemers, O.; Schmid, M.; Bock, E.; Fuerst, J.; Kuenen, J.G. et al. (2003): New concepts of microbial treatment process for the nitrogen removal from wastewaters. *FEMS Microbiol Rev.* 27, 481 - 92.
- Seguí, L., Alfranca, O., García, J. (2009): Techno-economical evaluation of water reuse for wetland restoration: a case study in a Natural Parc in Catalonia, Northeastern Spain. *Desalination* 246, 179-189.
- Seidel, K. (1955): Die Flechtbinse *Scirpus lacustris*. In *Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Völkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung*; Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart, Germany; pp. 37-52.



Seidel, K. (1961): Zur Problematik der Keim-und Pflanzengewässer. Verh. Internat. Verein. Limnol., 14, 1035-1039.

Seidel, K. (1965): Phenol-Abbau in Wasser durch *Scirpus lacustris* L. während einer Versuchsdauer von 31 Monaten. Naturwissenschaften 52, 398-406.

Seidel, K. (1965): Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld, Vol. II. Hydrobotanische Reinigungsmethode. GWF Wasser/Abwasser, 30, 831-833.

Seidel, K. (1966): Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. Naturwissenschaften 53, 289-297.

Seidel, K. (1976): Macrophytes and Water Purification. In Biological Control of Water Pollution; Tourbier, J., Pierson, R.W., Eds.; Pennsylvania University Press: Philadelphia, PA, USA, 1976; pp. 109-122.

Smith, I.D.; Bis, G.N.; Lemon, E.R.; Rozema, L.R. (1966): A thermal analysis of a subsurface, vertical flow constructed wetland. In: Proc. 5th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Austria. Chapter III.

Somes, N.L.G.; Breed, P.F.; Wong, T.H.F. (1996): Integrated hydrologic and botanical design of stormwater control wetlands. In: Proc. 5th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Austria. Chapter III/4.

Sorrell, B.K.; Boon, P.I. (1992): Biogeochemistry of billabong sediments. II. Seasonal variations in methane production. *Freshwater Biol.* 27, 435-445.



- Stowell, R.; Ludwig, R.; Colt, J.; Tchobanoglous, G. (1981): Concepts in aquatic treatment system design. *J. Env. Eng. Div., ASCE* 107, 919-940.
- Thullen, J.S.; Sartoris, J.J.; Nelson, S.M. (2005): Managing vegetation in surface-flow wastewater-treatment wetlands for optimal treatment performance. *Ecol. Eng.* 25, 583-593.
- Veenstra, S. (1998): The Netherlands. In *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*; Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R., Eds.; Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands; pp. 289-314.
- Vymazal, J. (1995): *Algae and Element Cycling in Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Vymazal, J. (2005): Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25, 478-490.
- Vymazal, J. (2005): Constructed wetlands with horizontal sub-surface flow and hybrid systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.*, 25, 478-490.
- Vymazal, J. (2006): Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands. *Science of the Total Environment*, 380, 48-65.
- Vymazal, J. (2007): Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands. *Science of the Total Environment* 380, 48-65
- Vymazal, J. (2010): *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. *Water* 2, 530-549. doi:10.3390/w2030530



- Vymazal, J.; Kröpfelová, L. (2008): Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Ed. Springer: Dordrecht, The Netherlands.
- Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P.F.; Green, M.B.;, Haberl, R. (1998): Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands
- Vymazal, J.; Greenway, M.; Tonderski, K.; Brix, H.; Mander, Ü. (2006): Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. In Wetlands and Natural Resource Management; Ecological Studies. Verhoeven, J.T.A., Beltman, B., Bobbink, R., Whigham, D.F., Eds.; Springer Verlag: Berlin, Germany, Volume 190, pp. 69-94.
- Vymazal, J.; Svehla, J.; Kröpfelová, L.; Chrastny, V. (2007): Trace Metals in Phragmites australis and Phalaris Arundinacea Growing in Constructed and Natural Wetlands. Science of The Total Environment 380(1-3), 154-62.
- Wallace, S.; Kadlec, R. (2005): BTEX degradation in a cold-climate wetland system. Water Science and Technology 51, 165-171.
- Wallace, S.D.; Knight, R.L (2006): Small Scale Constructed Wetland Treatment Systems. Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements; Water Environ. Res. Foundation: Alexandria, VA, USA.
- Watson, J.T.; Reed, S.C.; Kadlec, R.H.; Knight, R.L.; Whitehouse, A.E. (1989): Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: Hammer, D.A. (ed.), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment Municipal, Industrial and Agricultural. Lewis Pithifshers, Chelsea, Michigan. Pp. 319-358.

