

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERIA AGRONÓMICA Y DEL
MEDIO NATURAL

**Estudio de la reducción de carga nutriente en
aguas de baja calidad por medio de plantas
acuáticas sin suelo.**



TRABAJO DE FIN DE GRADO EN INGENIERÍA AGROALIMENTARIA Y
DEL MEDIO RURAL.

Autor: García Solaz, Juan Antonio

Tutor: Moreno Ramón, Héctor.

Curso: 2015-2016

Valencia, Septiembre 2016

Título: Estudio de la reducción de carga nutriente en aguas de baja calidad por medio de plantas acuáticas sin suelo.

Autor: García Solaz, Juan Antonio.

Tutor: Moreno Ramón, Héctor

Valencia, Septiembre 2016

Resumen:

La reutilización de aguas residuales urbanas y las procedentes de la industria en el sector agrícola es una cuestión prioritaria, pues el aumento de los rendimientos agrícolas y el mantenimiento de estos sería una utopía sin el empleo de sistemas de riego y de fertirrigación. Las estaciones depuradoras actuales cuentan con unos gastos de instalación, mantenimiento y funcionamiento muy elevados. Estas estaciones depuradoras (EDARs) están pensadas para áreas donde el volumen de agua residual es muy elevado, por lo que en zonas sobretodo del interior, la eficiencia se ve truncada. Al presentar estas áreas densidades de población muy cambiantes a lo largo del año, las EDARs cuentan principalmente con sistemas de depuración basados en la decantación y sedimentación, siendo estos insuficientes y no admitiendo los caudales elevados de aguas residuales en los meses de máxima población. Esto produce que el proceso de depuración no sea eficiente y se comprometa la salud ambiental del entorno. Los humedales artificiales pueden ser considerados como una solución de referencia al poder absorber los mayores volúmenes de agua en verano. En estas condiciones climáticas no se produce una limitación al desarrollo vegetativo de las plantas, siendo el uso de plantas macrófitas una solución para la reducción de carga nutriente en aguas naturales. Es por ello, que se plantea el uso de vegetación acuática para la reducción de la carga de nitrógeno y fósforo, esta vez sin suelo, con el objetivo de conocer el ratio de reducción de la concentración de ambos compuestos químicos y su posible aplicación en estas zonas de forma rápida y sencilla, al no precisar de suelo para su correcto funcionamiento. Para ello se va a desarrollar una experiencia piloto en el invernadero, cuyo principal objetivo es cuantificar la reducción de nutrientes y el tiempo de reducción en tres especies vegetales: *Oryza sativa* (Arroz), *Scirpus holoschoenus* (Juncos) y *Typha latifolia* (Enea). Todo ello con aguas de diferente calidad y procedencia.

Palabras clave: depuración, aguas, calidad, nitrógeno, fósforo, macrófitas

Abstract:

The reuse of urban and industrial wastewater in agricultural sector is a primary issue. The increase of agronomical yield and the maintenance of it will be a utopia without irrigation system. Current treatment plants have a high cost of installation, maintenance and running. This treatment plants are designed for areas where the volume of wastewater is very large, in the inland villages efficiency decreases. In presenting these very changing density population areas throughout the year, mainly sewage treatment plants have treatment systems based on settling and sedimentation, these being insufficient and not admitting high wastewater flows in the months where the de is a peak on population. This situation produces that the treatment of depuration wastewater isn't be so efficient and get engaged to the environment. The artificial wetland could be considerate as a reference solution, because it could absorb the peaks of water in summer. In this climatic conditions the vegetal development is not limited being the use of macrophyte plants a solution for a decrease of the nutrient charge in natural water. Aquatic vegetation could be used for decreasing the nitrogen and phosphorus charge in a floating system with. For this it will develop a pilot experience in the greenhouse. The main goal is quantify the nutrient decrease (P and N) in three vegetal species: *Oryza sativa*, *Scirpus holoschoenus* and *Typha latifolia*. This experience will be complete with water of different origin (wastewater, irrigation water).

Key words: depuration, water, quality, nitrogen, phosphorus, macrophyte

Agradecimientos

A la U.D. de Suelos en especialmente a mi tutor Héctor Moreno Ramón, del departamento de producción vegetal, de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural de la Universita Politècnica de València, por facilitarme los materiales, instalaciones, ayuda, conocimientos y tiempo necesarios para poder materializar esta idea en una experiencia piloto.

A la EDAR de Torrent por haberme permitido coger toda el agua necesaria para el desarrollo de la experiencia.

Al Excelentísimo Ayuntamiento de Valencia, concretamente a la oficina Técnica Devesa – Albufera por la suministración del material vegetal necesario para la realización de esta experiencia piloto.

Por último, a mi familia y amigos por todo el ánimo y apoyo recibido desde el inicio del grado y sobretodo en este último año.

Muchas gracias a todos, sin vosotros esto no hubiera sido posible.

ÍNDICE.

| | |
|--|-------|
| ÍNDICE DE FIGURAS | 1.1-4 |
| ÍNDICE DE TABLAS. | 1.1-6 |
| 1 INTRODUCCIÓN | 1 |
| 1.1 IMPORTANCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA..... | 1 |
| 1.2 NUEVOS MÉTODOS DE DEPURACIÓN | 3 |
| 1.3 FUNCIONAMIENTO DE LAS MACRÓFITAS EN LOS SISTEMAS DE FITODEPURACIÓN | 10 |
| 2 OBJETIVOS..... | 16 |
| 3 MATERIALES Y MÉTODOS | 17 |
| 3.1 DISEÑO EXPERIMENTAL | 17 |
| 3.1 CRONOGRAMA | 18 |
| 3.2 MATERIAL VEGETAL Y AGUAS..... | 19 |
| 3.2.1 Material Vegetal..... | 19 |
| 3.2.2 Aguas. | 21 |
| 3.3 MUESTREO Y ANÁLISIS | 21 |
| 3.3.1 Nitrógeno; método: Nitrógeno Total Kjedahl 4500-N (APHA, 2012). | 22 |
| 3.3.2 Fosforo; método: Fósforo Total 4500-P (APHA, 2012)..... | 23 |
| 3.4 MÉTODOS ESTADÍSTICOS | 24 |
| 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 25 |
| 4.1 ANÁLISIS TEMPORAL..... | 26 |
| 4.2 ANÁLISIS DE LÍNEAS Y ESPECIES..... | 30 |
| 5 CONCLUSIÓN | 36 |
| 6 BIBLIOGRAFÍA..... | 37 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|---|
| Figura 1. Tipo de humedales construidos: A humedal de flujo superficial, y B humedal con flujo subsuperficial horizontal..... | I |
| Figura 2. Sección transversal de un humedal artificial de flujo superficial..... | 6 |
| Figura 3. Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial horizontal..... | 7 |
| Figura 4. Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial vertical..... | 8 |

| | |
|--|----|
| Figura 5. Sistema FMF..... | 9 |
| Figura 6. Estructura de un FTW experimental. Adaptado de Tarner y Headley..... | 9 |
| Figura 7. Esquema de funcionamiento de un FMF donde se puede apreciar la inyección de O ₂ por parte de las hojas de las plantas hasta las raíces y, los canales de O ₂ presentes en el tejido vegetal responsables de esta inyección de O ₂ mediante una sección transversal de una hoja..... | 12 |
| Figura 8. Alzado de una línea compuesta por: A depósito de almacenamiento, B depósito de regulación y filtrado, C módulo de las distintas especies vegetales y D contenedor estanco..... | 17 |
| Figura 9. Sección transversal de dos contenedores estancos y fotografía de un módulo..... | 18 |
| Figura 10. <i>Typha latifolia</i> | 19 |
| Figura 11. <i>Scirpus holoschoenus</i> | 20 |
| Figura 12. <i>Oryza sativa</i> | 21 |
| Figura 13. Evolución temporal en la línea 1 de la concentración: a) nitrógeno y b) fósforo..... | 27 |
| Figura 14. Evolución temporal en la línea 2 de la concentración: a) nitrógeno y b) fósforo..... | 27 |
| Figura 15. Evolución temporal en la línea 3 de la concentración: a) nitrógeno y b) fósforo..... | 27 |
| Figura 16. Gráfico de medianas con intervalos de confianza del 95% para la concentración de nitrógeno..... | 28 |
| Figura 17. Gráfico de medianas con intervalos de confianza del 95% para la concentración de fósforo para las distintas especies vegetales. Planta 1 <i>Oryza sativa</i> , 2 <i>Scirpus holoschoenus</i> , 3 <i>Typha latifolia</i> | 33 |
| Figura 18. Gráfico de medianas con intervalos de confianza del 95% para las concentraciones de nitrógeno en las diferentes líneas..... | 34 |

| | |
|---|----|
| Figura 19. Gráfico de medianas con intervalos de confianza del 95% para la concentración de nitrógeno en los distintos contenedores estancos..... | 35 |
|---|----|

ÍNDICE DE TABLAS.

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Clasificación de los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales..... | 4 |
| Tabla 2. Familias y especies vegetales más utilizadas en humedales emergentes y de macrófitas emergentes..... | 14 |
| Tabla 3 Caracterización inicial del agua de cada línea..... | 21 |
| Tabla 4. Valores medios, máximos, mínimos y la desviación estándar para cada especie vegetal en las tres líneas distintas..... | 25 |
| Tabla 5. Porcentajes de reducción medios..... | 30 |
| Tabla 6. Resultado de la prueba de Mann-Whitney para el <i>Oryza sativa</i> y el <i>Scirpus holoschoenus</i> | 32 |
| Tabla 7. Resultado de la prueba de Mann-Whitney para el <i>Oryza sativa</i> y la <i>Typha latifolia</i> | 32 |
| Tabla 8. Resultado de la prueba de Mann-Whitney para el <i>Scirpusholoschoenus</i> y la <i>Typha latifolia</i> | 33 |
| Tabla 9. Resultados de la prueba de Mann-Whitney para la línea 1 agua de acequia y 2 mixta con el 33% de agua de depuradora..... | 34 |
| Tabla 10. Resultados de la prueba de Mann-Whitney para la línea 1 agua de acequia y 3 agua de depuradora en su totalidad..... | 34 |
| Tabla 11. Resultados de la prueba de Mann-Whitney para la línea 2 mixta con el 33% de agua de depuradora y, 3 agua de depuradora en su totalidad..... | 35 |



I. INTRODUCCIÓN.

1 INTRODUCCIÓN

1.1 IMPORTANCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA

El agua presente en el planeta ocupa el 70% de la superficie terrestre, siendo conscientes que el 97% de esta agua se encuentra en mares y océanos y que presenta un carácter salado. Es por ello que no puede ser utilizada ni en el sector agrario, ni en la mayoría de actividades humanas o industriales. El 3% del agua restante es dulce pero casi toda ella está en forma de hielo en los polos, en los glaciares, en depósitos subterráneos o en otros lugares de difícil acceso. Por todo esto, sólo un 0,003% de la masa total de agua del planeta es aprovechable para los distintos usos humanos. (UNESCO, 2003)

El agua sigue un ciclo de evaporación, precipitación, vuelta a mares y océanos, por lo que permite una continua purificación. Por esta razón, si no se contamina o se agota a un ritmo mayor del que necesita para depurarse o para recargar sus lugares de almacenamiento, habrá un suministro continuo y accesible de agua de buena calidad. Lamentablemente, en muchas ocasiones se está perturbando el ciclo de renovación del agua.” *Por esta razón la UNESCO, en la década de 1990, dejó de catalogar el agua como un recurso renovable*” (Roig, 2013).

Para la especie humana las necesidades de agua han ido siempre en orden creciente, a medida que ha crecido y se ha desarrollado la civilización. Al mismo tiempo, y casi desde el inicio del crecimiento de la actividad humana, el progreso ha obstaculizado cada vez más el uso y disfrute a causa del vertido desordenado de distintos contaminantes a los cursos de agua y a las zonas costeras próximas a las áreas habitadas. Las aguas residuales, tanto industriales como urbanas, plantean los mayores problemas a las aguas continentales. Lagos, embalses, ríos, humedales, lagunas y aguas subterráneas se ven sometidos a un aporte de materias de origen extraño a su naturaleza en gran concentración. Esta situación ha provocado una reducción de la disponibilidad de agua de calidad haciéndose necesaria la depuración y reutilización de este recurso.

La crecente disminución de la calidad de aguas subterráneas y fluviales, junto con el aumento de la concienciación de mejorar este problema ha conducido al establecimiento de una legislación centrada en medidas de planificación (planes de saneamiento) y de seguimiento (legislación referida al delito ecológico).

I.INTRODUCCIÓN.

La puesta en marcha y el desarrollo del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración ha logrado, respecto al tratamiento del agua urbana un mayor número de habitantes conectados a un sistema de depuración y reutilización. *“Mediante la reutilización se obtiene en España unos 200 hm³, utilizados fundamentalmente para riego, cuya aplicación se localiza en las franjas costeras mediterránea y suratlántica y en los archipiélagos. En el conjunto nacional, la reutilización de las aguas es aún escasa debido, principalmente, al rechazo de los potenciales usuarios, aunque dicha reutilización va en aumento progresivamente”* (Ministerio de Medio Ambiente, 2010).

La Directiva 91/271/CEE, modificada por la Directiva 98/15/CE, define los sistemas de recogida, tratamiento y vertido de las aguas residuales urbanas. Esta Directiva ha sido transpuesta a la normativa española por el R.D. Ley 11/1995, el R.D. 509/1996, que lo desarrolla y el R.D. 2116/1998 que modifica el anterior.

De acuerdo con el contenido de la legislación nacional, corresponderá a las Comunidades Autónomas:

- La delimitación de las aglomeraciones urbanas
- La declaración de las zonas sensibles y zonas menos sensibles de acuerdo con las directrices marcadas en el Anexo II del R.D. 509/1996 para las zonas situadas en las cuencas hidrográficas.

Por otra parte, la Directiva europea 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales indica que los municipios de menos de 2000 habitantes equivalentes o de menos de 10000 pero con vertido en zonas costeras abiertas deben depurar sus aguas con un tratamiento adecuado. El resto de núcleos deben cumplir con los requisitos especificados en la Tabla a y adicionalmente con los de la Tabla b si su vertido se realiza en zonas sensibles propensas a la eutrofización. Tablas en ANEJO 1.

Para los pequeños municipios la Directiva de aguas no establece unos límites numéricos de concentraciones o porcentajes de reducción, sino que solamente afirma que se debe hacer un tratamiento adecuado (entendiéndose como tratamiento adecuado aquel que después del vertido permite respetar los objetivos de calidad del medio receptor). En estos pequeños municipios, casi siempre del interior de España, sufren en los meses de primavera y verano un aumento de la población residente poniendo en jaque a los sistemas de depuración existentes en estas zonas, como

I.INTRODUCCIÓN.

fosas sépticas, o incluso algunos de estos pueblos carecen de sistemas de depuración vertiendo el agua residual directamente a los cauces fluviales. Cabe destacar que algunos países y regiones de la Unión Europea tienen normativas específicas para los vertidos de las depuradoras de pequeños municipios. En España es previsible que esta situación cambie en los próximos años a medida que se vaya avanzando en la implantación de la Directiva Marco 2000/60/CE (García y Corzo, 2008). Los problemas que afectan al medio ambiente han traspasado el ámbito de los Estados estableciéndose en foros internacionales. Como bien comenta Ballesteros (2012), España participa en 50 de los más de 80 tratados internacionales multilaterales relacionados con el medio ambiente y en el que se tiene especial protección sobre el recurso agua.

En 1975 entró en vigor la denominada Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional, conocida también como convención RAMSAR cuyo principal objetivo es la conservación y el uso racional de los humedales, a través de la acción nacional y mediante la cooperación internacional, con el fin de contribuir a un desarrollo sostenible en todo el mundo (UNESCO, 1994). Se detalla en el BOE nº 199 (de 20/08/1982) la adhesión de España en el 1982 que hace evidente el compromiso gubernamental de trabajar activamente por la conservación y el uso racional del humedal mediante acciones locales, regionales y nacionales y gracias a la cooperación internacional, como contribución al logro de un desarrollo sostenible en todo el mundo. Idea que también es expresada por la convención Ramsar (2010).

1.2 NUEVOS MÉTODOS DE DEPURACIÓN

Como concluye Mena, (2008), a nivel mundial la tendencia predominante desde los años 70 en la construcción de estaciones depuradoras, para recuperar las aguas contaminadas de las áreas metropolitanas y las grandes urbes, ha tendido hacia el hormigón y acero, estableciéndose tratamientos convencionales para la depuración (fangos activos, biodiscos, etc.). Esta tendencia acompañada del aumento de los precios de la energía y de la mano de obra ha ocasionado que estos tratamientos sean inviables en algunas localidades con un reducido número de habitantes, generando unos costes significativos de funcionamiento y mantenimiento que representan un gran porcentaje de su presupuesto. Por esta razón principalmente, procesos que requieren menos costes

I.INTRODUCCIÓN.

de mano de obra y menor consumo de energía se pueden convertir en alternativas atractivas para estas localidades.

Como alternativa a los sistemas de depuración tradicionales, que requieren costes elevados de energía y mano de obra, se han intentado implantar sistemas de depuración basados en fenómenos de depuración existentes en la naturaleza. Estos sistemas necesitan también energía para su funcionamiento, pero con diferencia respecto a los sistemas de depuración tradicionales, estos la pueden absorber directamente de la naturaleza como energía solar, química, etc.

Dentro de estos sistemas, conocidos como sistemas de tratamiento naturales, se encuentran las lagunas de oxidación, los filtros verdes, humedales artificiales o naturales, etc. Las plantas y la fauna (microorganismos) son la clave en estos ecosistemas, puesto que la acción biológica, así como la simbiosis permiten la eliminación de aquellos nutrientes que de forma excesiva se encuentran en el medio (nutrientes esenciales, materia orgánica, trazas de metales pesados y agentes patógenos presentes en las aguas residuales). Los procesos físicos y químicos tales como la filtración, la sedimentación, la absorción, la fotooxidación, la fotosíntesis, etc., son los que contribuyen claramente a la acción depuradora de estos ambientes (Mena, 2008).

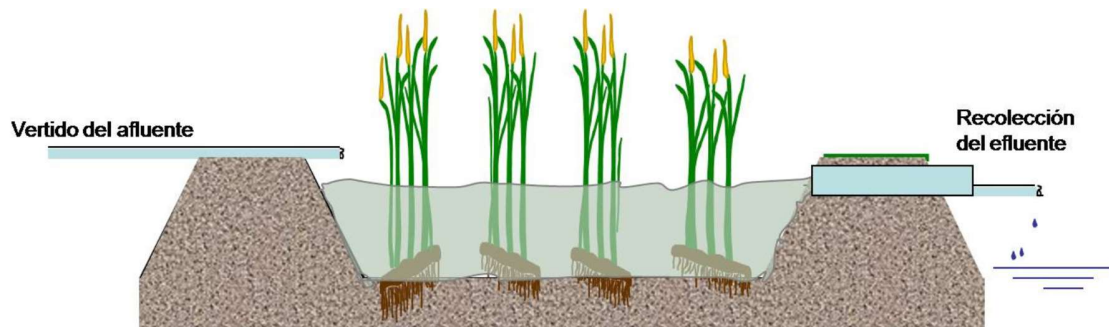
Los sistemas naturales se pueden clasificar en dos categorías según si el tratamiento tiene lugar en el terreno o en una masa de agua (Tabla 1)

Tabla 1. Clasificación de los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales.

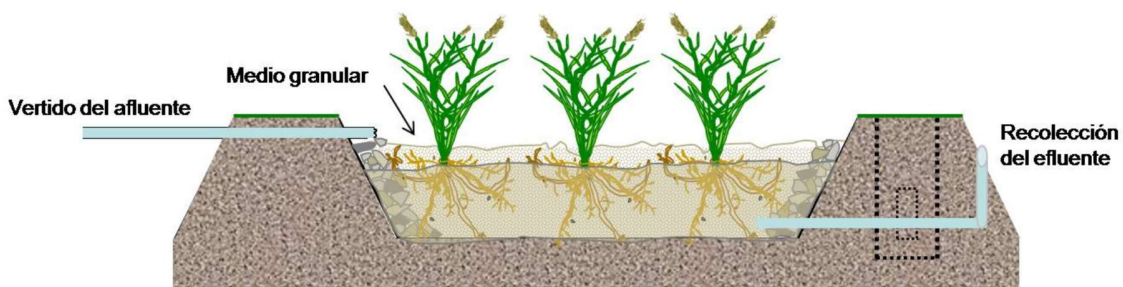
| Sistemas Naturales de Tratamiento de Aguas Residuales | | | | |
|--|--|---|------------------|---|
| Basados en la aplicación de agua en el terreno | | Basados en los procesos que suceden en la masa de agua | | |
| Aplicación subsuperficial | Aplicación superficial | | | |
| Zanjas y lechos filtrantes Humedales construidos flujo subsuperficial | Filtros verdes Infiltración – Percolación Filtros de arena | Sistemas con plantas flotantes | Lagunaje natural | Humedales construidos flujo superficial |

Según García y Corzo (2008), en los tratamientos con aplicación del agua residual sobre el terreno, el suelo es el receptor de ésta y en este tipo de tratamientos son fundamentales las interacciones entre el agua intersticial y la biopelícula que crece adherida sobre el sustrato sólido. Además, los sistemas basados en la aplicación del agua sobre el terreno se clasifican según el régimen hídrico dominante, destacando que en función del diseño, pueden incluso aparecer dos o tres combinaciones:

- 1) Humedal artificial de flujo superficial
- 2) Humedal artificial de flujo subsuperficial
 - 2.1) De flujo horizontal
 - 2.2) De flujo subhorizontal



A.



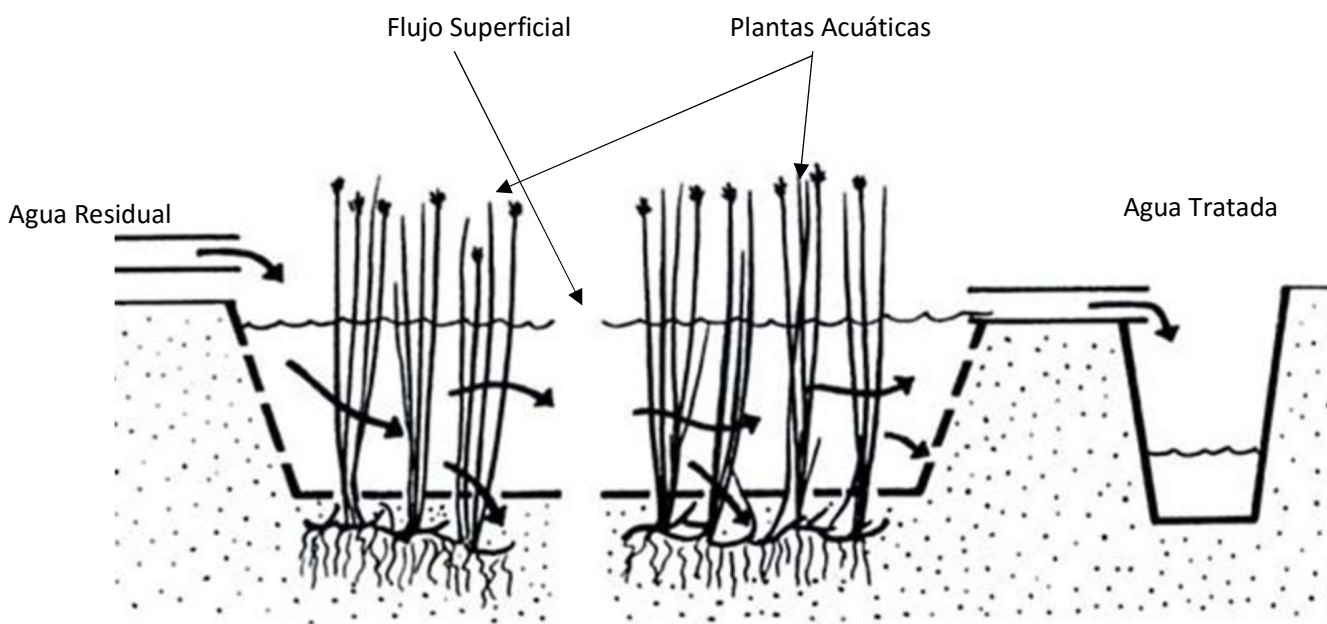
B.

Fuente: (García y Corzo, 2008).

Figura 1. Tipo de humedales construidos: A humedal de flujo superficial, y B humedal con flujo subsuperficial horizontal.

I.INTRODUCCIÓN.

A los humedales de flujo superficial normalmente se les alimenta con agua residual pretratada, con algún tipo de tratamiento físico continuo. Suelen ser utilizados principalmente para tratamientos terciarios y en algún caso secundarios. Como ejemplos de estos sistemas son las lagunas o zanjas vegetadas, pantanos artificiales, existiendo siempre una superficie de agua libre. Básicamente se trata de canales o balsas de reducida profundidad (0.1 a 0.6 m) con algún tipo de barrera que le confiera estanqueidad y delimita el sistema, para evitar posibles filtraciones en el terreno. Para soportar las raíces de las plantas emergentes contiene un lecho de grava o arenas a través del cual circula el agua residual (Mena, 2008).



Fuente: (Mena, 2008).

Figura 2. Sección transversal de un humedal artificial de flujo superficial.

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial consisten igualmente en un canal o una balsa impermeabilizado al exterior, solo que en este caso aparte de la vegetación emergente, cuenta con un material de relleno poroso actuando como material de soporte de la vegetación. El agua fluye por el interior del material poroso lo cual resulta más efectivo para la reducción de los contaminantes presentes en el agua.

Cuando el agua residual atraviesa el material poroso se produce un contacto entre las zonas aerobias, anóxicas y anaeróbicas. En las zonas cercanas a la superficie y alrededor de las raíces y

I.INTRODUCCIÓN.

los rizomas de las plantas se encuentra la zona aerobia, en esta zona se encuentran los microorganismos que degradan la materia orgánica, formando una biopelícula alrededor de las gravas y las raíces. Cuanto mayor sea la superficie capaz de ser ocupada por la biopelícula, será mayor la densidad de microorganismos y el rendimiento, reduciéndose el área requerida para implantar este sistema (Mena, 2008).

Dentro de los humedales de flujo subsuperficial se pueden encontrar dos tipos de flujo: horizontal (FSSH) y vertical (FSSV)

Los FSSH se alimenta con agua de forma continua a lo largo de un lateral y la recogida del agua depurada se realiza en la parte inferior del lateral opuesto al de la alimentación.

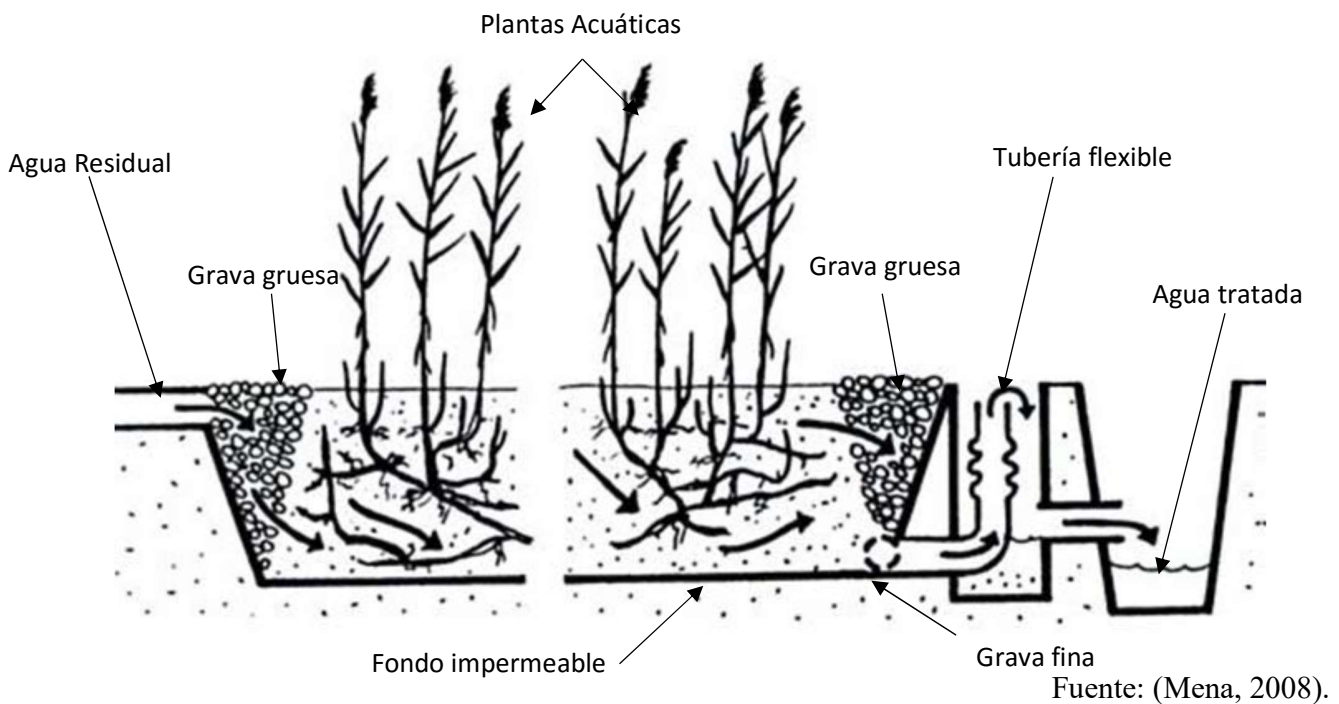
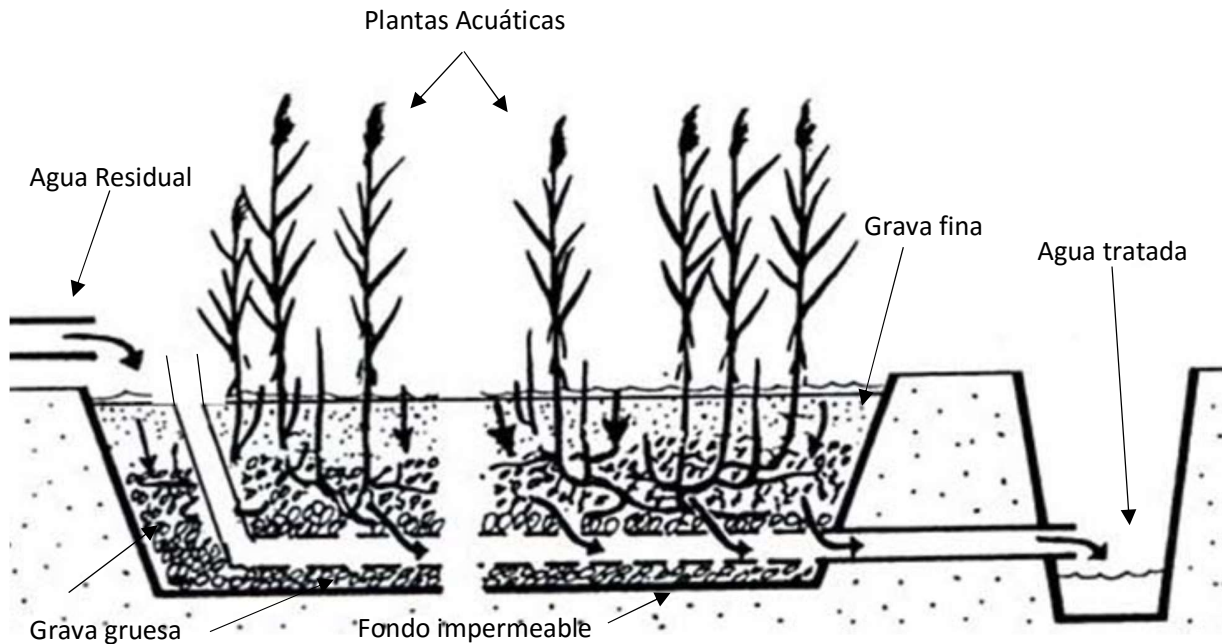


Figura 3. Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial horizontal.

En los sistemas de flujo vertical la alimentación se realiza por cargas por toda la superficie distribuidas de forma uniforme y recogida a lo largo de todo el fondo. Estos sistemas no han sido tan estudiados como los horizontales y además su operación resulta más compleja y es más cara, pero con este sistema se consiguen mejores rendimientos en los mecanismos aerobios, ya que hay

un mayor contacto entre el agua residual y el aire dentro de los poros habiendo un mayor aporte de oxígeno que en un sistema horizontal. (Mena, 2008).

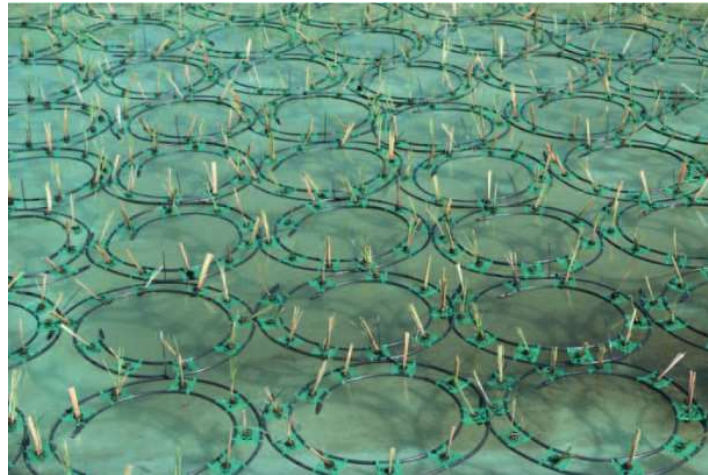


Fuente: (Mena, 2008).

Figura 4. Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial vertical.

Otro sistema de humedal basado en los procesos que suceden en la masa de agua son los sistemas con macrófitas emergentes en flotación. La idea es utilizar sistemas de flotación sobre el que se depositan macrófitas emergentes que realizan su acción depuradora (Martelo y Lara, 2012). El más destacado de los sistemas de depuración de agua aplicada sobre masas de agua es el “Filtro de Macrófitas en Flotación” -FMF (Fernández, 2000). No obstante, también destacan los *Floating Treatment Wetlands Planted with Emergent Macrophytes* -FTWs- o *humedales de tratamiento flotante con macrófitas emergentes*” (Headley y Tanner, 2008).

Este sistema se caracteriza por combinar las ventajas de los humedales de flujo libre superficial con los sistemas acuáticos. Como principal particularidad se puede destacar el manejo de macrófitas emergentes como macrófitas flotantes, estas estarían soportadas en una estructura que les confiera flotabilidad y que, a su vez, permita el entrelazo de sus raíces y órganos sumergidos para poder formar un tapiz filtrante que esté permanentemente bañado por el agua residual. En estos sistemas el flujo de agua discurre superficialmente en estanques debidamente aislados y los mecanismos de remoción manifestados por la vegetación son más eficientes, conservando procesos similares que se dan en un FWS (Fernández, 2000).



Fuente: aserpasl

Figura 5. Sistema FMF.

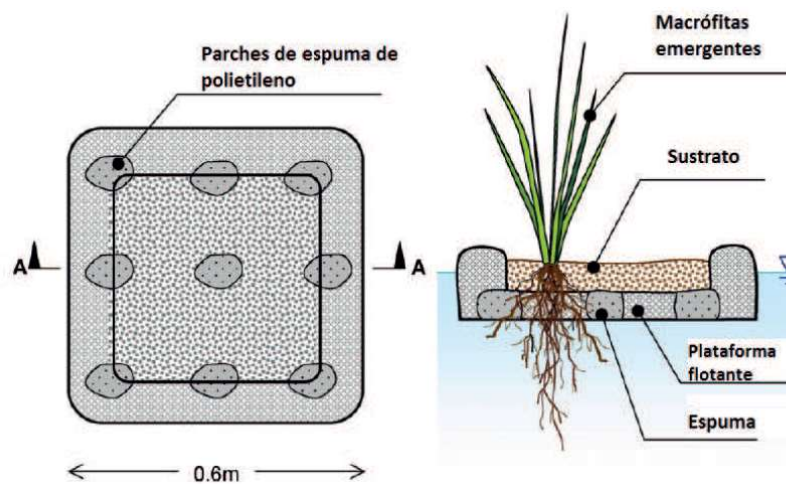


Figura 6. Estructura de un FTW experimental. Adaptado de Turner y Headley.

En los últimos años los humedales artificiales se han convertido, a escala mundial, en una alternativa a los sistemas convencionales de depuración muy válidas, pudiendo reemplazar el tratamiento secundario e inclusive, bajo ciertas condiciones, al terciario y primario de las aguas residuales (Reed y Hu, 1998; Mena, 2008). Esto es debido a sus características de construcción y funcionamiento. Se trata de sistemas pasivos de depuración, emplean la energía solar a través de la fotosíntesis transformándola en energía química para que la planta realice sus funciones vitales y así colabore en el tratamiento del agua. (García y Corzo, 2008; Mena, 2008; Delgadillo *et al*, 2010). Las principales aplicaciones de estos sistemas han sido para el tratamiento de aguas

pluviales, residuales, aguas provenientes de sistemas combinados (residuales – pluviales), y efluentes de industria minera y ganadera. (Headley y Tanner. 2008).

Dentro de los humedales artificiales, la utilización de humedales con macrófitas en flotación ha demostrado eficiencias de remoción significativamente altas en todos los constituyentes de las aguas residuales. En estos humedales existen comunidades ecológicas asociadas como las macrófitas, macro invertebrados, zooplacton y biopelículas. En conjunto, estos elementos eliminan materiales disueltos y suspendidos en el agua residual y biodegradan materia orgánica hasta mineralizarla y formar nuevos organismos. (Reed y Kolb, 1998; Martelo y Lara, 2012). Estos sistemas eliminan contaminantes mediante varios procesos: sedimentación, degradación microbiana, acción de las plantas, absorción, reacciones químicas y volatilización (Stearman *et al.*,2003).

Los humedales son reconocidos como prestadores de servicios ecológicos fundamentales y reguladores de los regímenes hídricos. Son considerados fuentes de biodiversidad a nivel de especies, genético y de ecosistema. Reconociendo también que constituyen un recurso de gran valor económico, científico, cultural y recreativo, además de desempeñar un papel esencial en la adaptación al cambio climático y atenuación de sus efectos (Ballesteros, 2012).

1.3 FUNCIONAMIENTO DE LAS MACRÓFITAS EN LOS SISTEMAS DE FITODEPURACIÓN

Estas especies vegetales asimilan distintos nutrientes contribuyendo así a su eliminación. Ballesteros (2012) concluye que la eliminación está entre un 10% de N y un 20 % de P cuando se trata de aguas residuales urbanas de tipo medio, siendo mucho mayor esta reducción en el caso de aguas residuales diluidas (más del 50% de N y P). Además, cuando estas plantas han alcanzado un desarrollo vegetal avanzado, reducen la intensidad de la incidencia de la luz evitándose gradientes de temperatura que hubieran afectado al sistema de fitodepuración.

Otra función de la vegetación es la introducción/difusión del oxígeno en el medio acuático, puesto que estas especies vegetales disponen de espacios vacíos en sus tejidos internos que permiten el flujo de gases desde la parte aérea hasta la radicular. Así se favorecen las condiciones aeróbicas y

I.INTRODUCCIÓN.

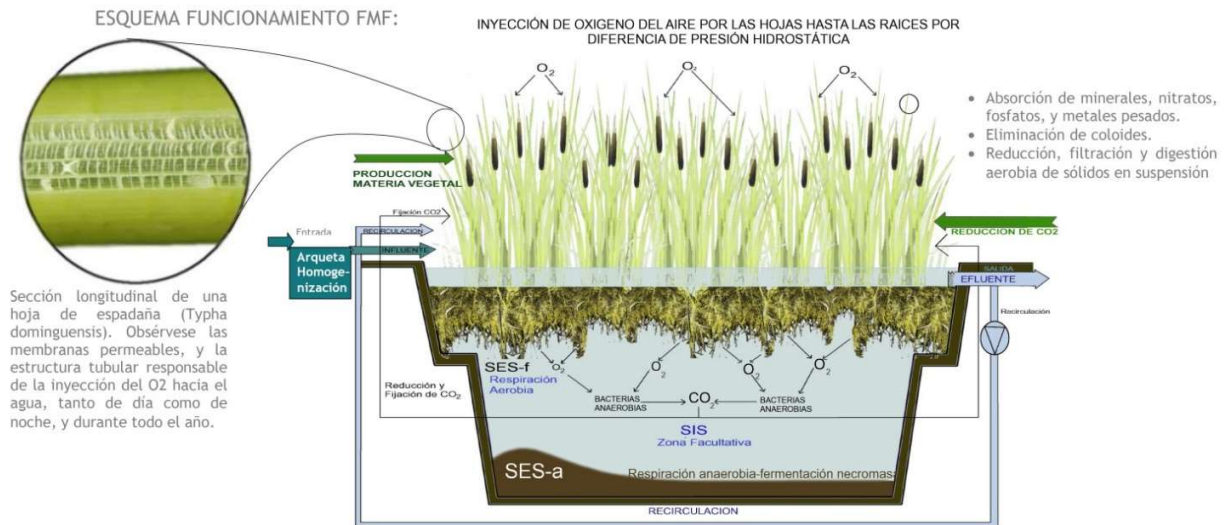
el equilibrio biológico realizando la función de organismos anfitriones y facilitadores para comunidades de algas y microorganismos.

En los sistemas de depuración, se trata de aprovechar la capacidad natural filtrante de las especies macrófitas, cuyo potente sistema radicular ejerce de filtro natural. Las primeras experiencias en este campo se realizaron mediante la implantación de macrófitas emergentes como Carrizo (*Phragmites australis*), Enea (*Typha latifolia*), lirio amarillo (*Iris pseudoacorus*), etc. en cauces naturales, a los que se vertía el agua residual. Sus raíces ejercían de filtro natural, pero parte de los contaminantes se podían infiltrar a los acuíferos, además de generarse malos olores y proliferaciones de insectos. Posteriormente se adoptaron sistemas de plantas emergentes de flujo subsuperficial, similares a lo anterior, pero empleando una gruesa capa de gravas encima del suelo. El agua circula por gravedad y de esta manera todo el líquido residual pasa por las raíces aumentando su rendimiento depurativo. El principal problema es la rápida colmatación del terreno por las propias raíces o por la degradación invernal de la parte aérea. La limpieza de esta biomasa conlleva la destrucción del sistema de tratamiento.

Las técnicas más novedosas son las macrófitas en flotación, que utilizan las mismas especies transformadas artificialmente en flotantes. La técnica consiste en la impermeabilización de canales o lagunas, introduciendo las especies en una pequeña capa de gravas o directamente flotando sobre el agua (figura 7).

Estas especies forman un importante sistema radicular que invade todo el canal o laguna, absorbiendo y eliminando el fósforo y el nitrógeno, además de la materia orgánica en un porcentaje importante.

I.INTRODUCCIÓN.



Fuente: (García, 2013)

Figura 7. Esquema de funcionamiento de un FMF donde se puede apreciar la inyección de O₂ por parte de las hojas de las plantas hasta las raíces y, los canales de O₂ presentes en el tejido vegetal responsables de esta inyección de O₂ mediante una sección transversal de una hoja.

Las plantas favorecen el tratamiento de las aguas residuales de diferentes formas:

Contribuyen a estabilizar el cauce, influyen en la conductividad hidráulica del terreno, distribuyen y ralentizan la velocidad del agua, lo que favorece la sedimentación de los sólidos suspendidos y aumenta el tiempo de contacto entre el agua y la vegetación (Pettecrew y Kalff, 1992). Toman el carbono, nutrientes, y elementos de traza y los incorporan a los tejidos de la planta (Vymazal, 2005).

La influencia de las raíces de las plantas es bastante grande. Alrededor de las raíces, existen gradientes de muchas de las especies químicas presentes en el agua (Kadlec y Knight, 1996). Éstos son atribuibles a la extracción de nutrientes y de otras sustancias por las plantas hacia su sistema de raíces y agota las sustancias disueltas en el agua, puesto que las raíces actúan como superficie para la fijación de microorganismos, aumentando así, la superficie de biopelícula (Kadlec y Knight, 1996; Bastviken *et al.*, 2005). Así también, minimizan el gradiente de temperatura dentro del relleno, protegiéndolo del frío en invierno y evitando flujos indeseables por diferencias de temperatura (García *et al.*, 2004; Brix, 1994). Cuando se mueren y deterioran dan lugar a restos

de vegetación cuyas porciones sumergidas de parte aérea (hojas y tallos muertos), acaban degradándose y convirtiéndose en restos de vegetación, que sirven como substrato para el crecimiento de la película microbiana fija. Esta biopelícula es la responsable de gran parte del tratamiento de depuración que se produce (Roig, 2013).

Los efectos de la vegetación se pueden resumir en:

Efectos físicos: La vegetación distribuye y ralentiza la velocidad del agua lo que favorece la sedimentación de los sólidos suspendidos y aumenta el tiempo de contacto con el agua y la vegetación, por otra parte la vegetación también origina un importante gradiente de luz, viento y temperatura desde el suelo hasta el límite superior de dicha vegetación, disminuyendo la velocidad del viento, la luz, y amortiguando los cambios de temperatura que permiten temperaturas más cálidas en invierno y más frías en verano. Así pues, según Roig (2013), en climas fríos la vegetación ejerce una barrera de protección frente a la congelación, sobretodo en humedales subsuperficiales. Se ha demostrado que éstos pueden funcionar adecuadamente a temperaturas de -40°C .

Efectos sobre la conductividad hidráulica: Aunque inicialmente y a priori se pueda pensar que las raíces de la vegetación macrófita, favorecen la conductividad hidráulica al desarrollar y crear canales, más si cabe cuando las raíces muriesen, diversas experiencias han demostrado que la conductividad disminuye en la zona ocupada por las raíces lo que provoca un mayor flujo en las zonas más profundas (Martín *et al.*, 2013).

Efectos sobre la superficie para la biopelícula: En sistemas de flujo superficial los tallos y hojas sumergidos aumentan la superficie de la biopelícula encargada de la eliminación de los contaminantes, por lo que la cantidad de vegetación en el sistema debería estar relacionada con el rendimiento del mismo. En sistemas de flujo subsuperficial son las raíces las que sirven de soporte para la biopelícula junto al material granular. Roig (2013) en su tesis de final de máster sobre la eliminación de contaminantes emergentes mediante humedales artificiales, define que se espera que la biopelícula mejore los procesos de fitodepuración, uniendo directamente el funcionamiento del sistema a la abundancia del mismo.

Efectos sobre la aireación de la rizosfera: Una adaptación importante, que se produce en muchas plantas de los humedales es el desarrollo de un tejido tubular poroso (aerénquima) en hojas y tallos que permite el transporte de oxígeno a la rizosfera (figura 9). Según Roig (2013), El oxígeno transportado incrementa el potencial rédox del sustrato, siendo más favorable para el crecimiento de la raíz y permitiendo la reoxidación y precipitación de iones tóxicos como el manganeso.

En el dimensionado de las lagunas de macrófitas, la constante de degradación es función de la temperatura. Los sistemas de lagunas de macrófitas son sensibles a las condiciones de temperatura del agua, reduciéndose la cinética de degradación cuando bajan las temperaturas. Por otra parte, la variabilidad de los caudales y de las concentraciones en función de las estaciones hace difícil la interpretación del impacto de la temperatura. Además, el ciclo del nitrógeno es más sensible a los efectos de la temperatura, y los efectos sobre la DBO₅ son curiosamente menos evidentes y provocan numerosos debates (Kadlec, et al. 2000).

El hábitat de las plantas emergentes o heliófilas son aguas poco profundas, sus tallos y hojas emergen fuera de la superficie pudiendo alcanzar alturas de hasta 2 o 3m y, su sistema radical está arraigado al suelo. Son plantas viváceas, es decir sus hojas se marchitan en invierno rebrotando en primavera a partir de órganos subterráneos como por ejemplo rizomas o bulbos que persisten en parada vegetativa durante todo el periodo frío.

En la tabla 2 se muestran algunas de las familias y especies vegetales más utilizadas en estudios de fitodepuración de aguas residuales.

Tabla 2. Familias y especies vegetales más utilizadas en humedales emergentes y de macrófitas emergentes.

| Familia | Nombre científico |
|-------------------|---|
| Ciperáceas | <i>Carex sp. Eleocharis sp. Scirpus holoschoenus</i> <i>S. lacustris</i> |
| Gramíneas | <i>Glyceria fluitans, Phragmites australis</i> |
| Iridáceas | <i>Iris pseudacorus</i> |
| Tifáceas | <i>Typha sp.</i> |

Estas plantas son altamente productivas en comparación con las sumergidas, pudiéndose atribuir a los factores asociados con su hábitat y al biotipo. La parte fotosintética es aérea, lo que evita la atenuación de la luz y los problemas de intercambio de gases del medio acuático. Su

I.INTRODUCCIÓN.

zona basal está enraizada en un sustrato saturado por lo que estas plantas no sufren nunca una limitación por agua (Roig, 2013). También hay que destacar que este tipo de plantas están adaptadas a tolerar condiciones anaerobias que se producen de normal en los suelos encharcados debido a que poseen un parénquima tubular (aerénquima) el cual se extiende desde las hojas hasta las partes sumergidas permitiendo la difusión de O₂ a la zona radical. Este aporte de O₂ favorece también al sustrato provocando un incremento de su potencial redox haciendo a este más favorable para el crecimiento de la raíz y a su vez permitiendo que distintos iones tóxicos como el manganeso puedan ser reoxidados y precipitados en el sustrato.

Con la difusión de O₂ al sustrato por parte del aerénquima se produce un tratamiento bacteriano mixto al combinarse la acción en las zonas aerobias (proximidad de los rizomas y raíces, con las zonas anóxicas, lo que favorece la eliminación de nitrógeno por nitrificación / desnitrificación (Roig, 2013). Al generarse nitrato en las zonas aerobias y debido a su consumo en las partes anaerobias se produce un gradiente de concentración de este elemento dando lugar a una migración constante de nitratos.

Las plantas emergentes encontradas frecuentemente en la mayoría de los humedales utilizados para el tratamiento de aguas residuales incluyen espadañas, carrizos, juncos, y juncos de laguna. En los Estados Unidos, los juncos de laguna y las espadañas o una combinación de estas dos especies son las dominantes en la mayoría de los humedales artificiales (USEPA, 2000).

En los humedales artificiales europeos, cuando se diseñan sistemas que buscan un incremento en los valores del hábitat junto con el tratamiento del agua residual se incluyen gran variedad de plantas con la finalidad de proporcionar alimentación y nido a las aves y a otras formas de vida acuática. Destaca como especie dominante el carrizo (Mena, 2008).

Dentro de las macrófitas hay que destacar cuatro especies que han sido ampliamente utilizadas en la construcción de humedales (*Typha latifolia*, *T. agustifolia*, *Phragmites australis* e *Iris pseudacorus*), principalmente destacan por su extendida disponibilidad y adaptación, pero también por su vigoroso crecimiento y habito de arraigamiento.



II. OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

Conocedores de la contaminación del agua por acciones humanas, hoy en día existen técnicas y metodologías que permiten recuperar en parte la calidad de dicho recurso, cuando este ha sido degradado. Un claro ejemplo es la depuración de aguas que se ejecuta en todas las zonas urbanas del país. No obstante, no todas las poblaciones disponen de mecanismos ni de instalaciones para depurar aguas, debido a su alto coste de construcción y mantenimiento. Este sería el caso de poblaciones de interior, en las que se produce durante la época estival un aumento de la población que de forma puntual puede provocar desajustes ambientales al verterse mayor carga contaminante a los cauces.

Es por ello, que el presente trabajo se plantea testar la eficacia de diversas especies vegetales en el tratamiento de aguas residuales mediante la técnica de la fitodepuración, determinando cual especie vegetal obtiene mejores rendimientos en este proceso. Todo ello desarrollado sobre un sistema sin suelo, que en caso de obtener buenos resultados, podría utilizarse en pequeñas poblaciones para subsanar aquellos desajustes medioambientales provocados por un aumento poblacional. Esta última premisa, no es objeto de este estudio, puesto que se debería de realizar un estudio económico y compararlo con el coste de instalación y mantenimiento de una estación depuradora.



III. MATERIALES Y MÉTODOS

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 DISEÑO EXPERIMENTAL

La experiencia tenía como fundamento evaluar la capacidad de fitodepuración en tres muestras de agua de distinta procedencia, una primera con agua compuesta por agua procedente de la acequia de Vera en su totalidad, la segunda compuesta por una mezcla de agua potable al 67 % y al 33 % con agua de procedencia de una EDAR y, la última con agua procedente de la entrada a una estación EDAR en su totalidad.

Cada tipo de agua contó con una línea independiente de las otras, compuesta por un depósito de almacenamiento, el cual era el encargado de alimentar el depósito intermedio dotado de una boya de nivel para poder regular el nivel de agua en toda la línea. Este depósito, a su vez estaba también relleno de gravas, las cuales ejercían una función previa de filtrado del agua. Tras el filtrado y mediante una serie de tuberías, se suministraba agua a tres módulos totalmente independientes. Consiste en un flujo de agua abierto no continuo. En cada módulo se encontraban por separado las 3 especies vegetales. (figura 7). ANEJO 5.

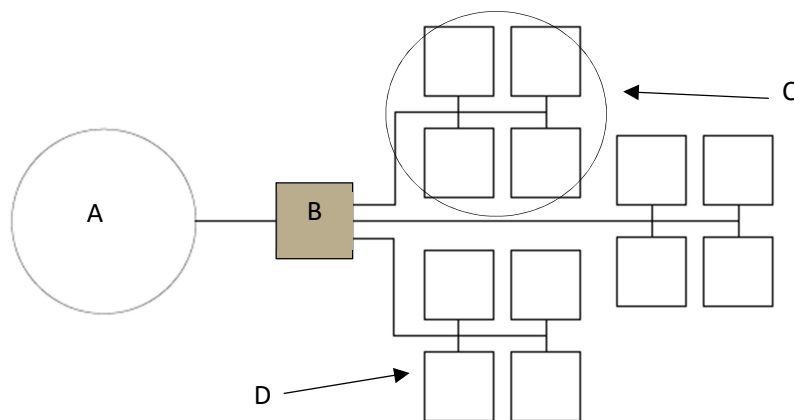


Figura 8. Alzado de una línea compuesta por: A depósito de almacenamiento, B depósito de regulación y filtrado, C módulo de las distintas especies vegetales y D contenedor estanco.

Cada módulo estaba formado por cuatro contenedores estancos que contaban con un sistema de sujeción realizado específicamente para esta experiencia. En él, se sujetaron y se trasplantaron las distintas especies vegetales. Concretamente se dispusieron tres plantas por contenedor estanco (figura 8) y ANEJO 5.

III.MATERIALES Y MÉTODOS.

El sistema de sujeción se elaboró mediante un entrelazado compuesto por una malla de 0,5cm. Con esta, se envolvió el cepellón de las plantas, permitiendo que las raíces de las plantas la traspasaran, también se cubrió la parte superior del contenedor estanco, sujetando la rejilla por los costados para así permitir dotar a las plantas de flotación, pues la experiencia consiste en un humedal artificial de macrófitas en flotación. La rejilla de la parte superior contaba con una superficie libre para poder así acceder al agua en proceso de depuración contenida en cada contenedor estanco para obtener la muestra de agua semanal para analizar y determinar la reducción de nitrógeno y fósforo en el agua.

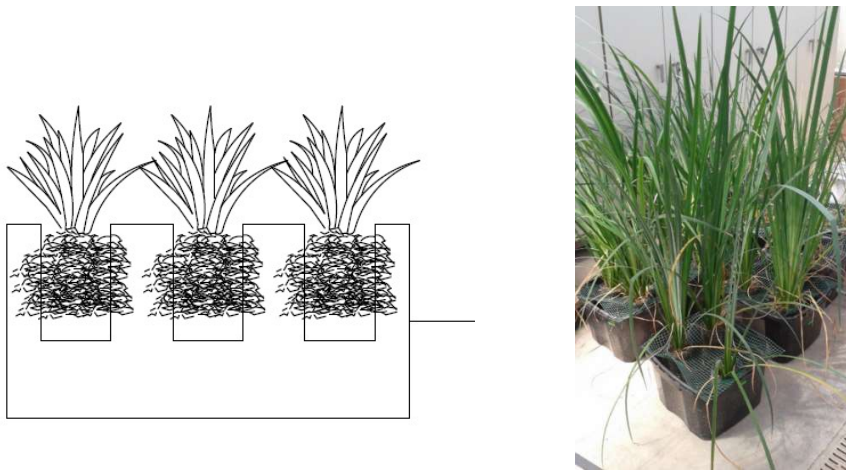


Figura 9. Sección transversal de dos contenedores estancos y fotografía de un módulo.

3.1 CRONOGRAMA

| | D.2015 | E.2016 | F | Mr | A | My | Jn | Jl | Ag |
|-------------------------------|--------|--------|---|----|---|----|----|----|----|
| Definición del problema | | | | | | | | | |
| Diseño experimental y montaje | | | | | | | | | |
| Carga de agua | | | | | | | | | |
| Toma de muestras y análisis | | | | | | | | | |
| Trabajo de gabinete | | | | | | | | | |

3.2 MATERIAL VEGETAL Y AGUAS

3.2.1 Material Vegetal.

Como material vegetal se seleccionaron especies vegetales macrófitas emergentes típicas de las zonas húmedas mediterráneas. Su peculiaridad: ser capaces desarrollar su sistema radicular en condiciones de saturación de agua, permitiendo que estas plantas puedan desarrollarse en ambientes permanentemente anegados. Las especies seleccionadas inicialmente fueron: *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus*. Por motivos de disponibilidad se cambió la especie *Iris pseudacorus* por *Scirpus holoschoenus*. Todo el material vegetal fue proporcionado gratuitamente en estado de plántula por la Oficina Técnica Devesa – Albufera perteneciente al Ayuntamiento de Valencia.

Durante las pruebas de estanqueidad de los distintos módulos un ataque inesperado de áfidos dejó bastante dañadas las plantas de carrizo (*Phragmites australis*). Frente a la proximidad del inicio de la experiencia, y tras comprobar que los tratamientos fitosanitarios no habían acabado con los áfidos, se decidió la sustitución por ejemplares de *Oryza sativa* (arroz) debido su crecimiento en medios acuáticos y a la disponibilidad de ejemplares en la zona donde se ubica la Oficina Técnica.

Las principales características de las especies vegetales seleccionados se describen a continuación:

Typha latifolia (figura 10) denominada como *Boga*, *Ennea* o *Espadaña*, es una planta perteneciente a la familia de la tifáceas. Poseen un vigoroso crecimiento, siendo capaces de prosperar en diversas condiciones ambientales. Presentan un impresionante sistema radicular y una curiosa floración en los llamados “puros”. Desaparece en invierno y los rizomas pueden ser recogidos y plantados, dando lugar a plantones durante el ciclo de crecimiento de la planta.



Figura 10. *Typha latifolia*

III.MATERIALES Y MÉTODOS.

Scirpus holoschoenus (también denominado como juncos) (figura 11): Perteneciente a la familia de las ciperáceas. Planta vivaz con tallo de sección circular desprovisto de hojas las cuales se han reducido a unas vainas situadas en la base que cuando envejecen dejan un retículo fibroso. Posee una inflorescencia lateral, compuesta por cabezuelas globosas que agrupan numerosas espiguillas. Se desarrolla en un amplio rango, tanto en aguas costeras como en aguas interiores, solo que no es tan vigorosa ni está tan extendida como la *Typha*.

Destaca por ser muy eficiente en la eliminación de nitrógeno, “posee un amplio rango de tolerancia al pH” (Roig, 2013). Sus raíces son capaces de explorar hasta una profundidad de 70 cm a 1 m siendo muy útiles en la oxigenación. También hay que destacar que los tallos de esta especie pueden ser empleados, una vez están secos para cestería.



Figura 11. *Scirpus holoschoenus*

Oryza sativa (Arroz) (figura 12): Planta perteneciente a la familia de las gramíneas adaptada a desarrollarse en terrenos saturados de agua, al igual que las macrófitas cuenta con espacios en el parénquima que transportan el oxígeno desde las hojas hasta las raíces. Es una planta anual; con tallos comprendidos entre los 40 – 150 cm de altura. Posee hojas ásperas en la mayoría de las variedades ya que estas poseen pelos cortos y duros, el número de hojas es variable según la variedad, pero normalmente una planta posee de 5 a 7 por tallo. Las flores del arroz aparecen agrupadas en una inflorescencia en panícula que aparece en el último nudo del tallo. La temperatura mínima de germinación de esta planta son 12°C y para el encañado y floración se requieren temperaturas de 23 – 25 °C. (Osca, 2007)



Figura 12. *Oryza sativa*

3.2.2 Aguas.

Para la realización de esta experiencia se contó con tres líneas alimentadas cada una de ellas por agua de diferentes características.

La línea 1 fue alimentada por agua procedente de una acequia, concretamente de la acequia de Vera. El agua que se suministró a la línea 2 está compuesta por una mezcla de un 33% de agua procedente de la entrada de una EDAR la cual no había recibido ningún tratamiento previo y el resto de agua potable. La línea 3 fue alimentada en su totalidad por agua procedente de la misma EDAR que para la línea 2, pero sin ninguna dilución. En la siguiente tabla (tabla 3) se encuentran definidos los valores iniciales de la concentración de nitrógeno y fósforo, y la conductividad eléctrica para cada una de las distintas aguas.

Tabla 3 Caracterización inicial del agua de cada línea.

| Línea | CE (dS/m) | N mg/l | P ug/l |
|-------|-----------|--------|--------|
| 1 | 6,19 | 3,36 | 2,38 |
| 2 | 11,37 | 14,56 | 2,82 |
| 3 | 10,03 | 45,92 | 5,83 |

3.3 MUESTREO Y ANÁLISIS

En esta experiencia se han cuantificado las reducciones de nitrógeno y fosforo en las distintas aguas mediante un análisis de estas semanalmente. Las muestras fueron recogidas y almacenadas en botellas de 125ml de PVC según normas UNE-EN 16698:2016., UNE-EN ISO 5667-23:2011 y UNE-EN ISO 5667-3:2013 sobre calidad del agua y muestreo.

III.MATERIALES Y MÉTODOS.

A continuación, se explican cómo se realizaron los métodos para determinar la concentración de nitrógeno y fósforo en agua los cuales fueron consultados en Standard methods.

3.3.1 Nitrógeno; método: Nitrógeno Total Kjejdahl 4500-N (APHA, 2012).

En la naturaleza el nitrógeno se puede encontrar de diferentes formas: nitrógeno orgánico, amoniacal (NH_4^+) o nitrógeno oxidado (NO_2^- y NO_3^-). Los procesos encargados que intervienen en la eliminación del nitrógeno son la volatilización, adsorción, asimilación y nitrificación-desnitrificación. En los humedales artificiales también interviene la asimilación por parte de las plantas, pero el principal corresponde a la nitrificación, que consiste en un proceso microbiano de transformación de dos fases transformando el nitrógeno amoniacal en nitratos por oxidación.

La velocidad de nitrificación depende directamente de la cantidad de oxígeno que hay disuelto en el agua, en la siguiente ecuación se puede observar la reacción que tiene lugar



“Se ha comprobado que existen diferentes concentraciones de amonio en función de la profundidad del lecho con concentraciones menores en la superficie. La adopción de sistemas combinados de humedales con distintas características de flujo permite mejorar la eliminación de nitrógeno. En los humedales verticales se obtienen muy buenos rendimientos de conversión del amonio a nitrato dado el carácter aeróbico de la gran parte del lecho. En general en estos sistemas, la nitrificación es total (Roig, 2013).”

Otro proceso para la eliminación del nitrógeno en los humedales artificiales es la asimilación por parte de las plantas, generalmente de amonio ya que este es el más abundante. El nitrógeno es incorporado a la biomasa, pudiendo retornar al humedal durante la senescencia anual, por este motivo se recomienda podar la vegetación justo antes de este periodo. Mediante un humedal artificial *“se puede conseguir por medio de las plantas entre un 10 y 20 % de eliminación de nitrógeno”* (Roig, 2013).

El seguimiento de la reducción del nitrógeno se realizó mediante analíticas de agua semanales por el método Kjeldahl ya que por este método se mide el nitrógeno total capaz de ser nitrificado a nitritos y nitratos y, posteriormente y en el caso que se den las circunstancias necesarias, desnitrificado a nitrógeno gaseoso. Este método no incluye los nitratos ni los nitritos.

En si se digiere una muestra de agua en condiciones acidas enérgicas con peroxidisulfato

III.MATERIALES Y MÉTODOS.

hasta pasar todas las especies a amonio, que seguidamente se mide por valoración de NH_3 producido por destilación. Es decir, se realizan dos fases, una de digestión de las muestras de agua a 350°C durante 2h y a continuación se destilan las muestras digeridas, seguido de una titulación con ácido sulfúrico para valorar la concentración de nitrógeno a partir de la siguiente ecuación.

$$\text{N (mg/l)}: \frac{\text{ml H}_2\text{SO}_4 \cdot 280}{\text{Vol. inicial muestra (ml)}}$$

3.3.2 Fosforo; método: Fósforo Total 4500-P (APHA, 2012)

“El fósforo se encuentra en aguas naturales y residuales casi exclusivamente como fosfatos, los cuales se clasifican en ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta-, y otros poli fosfatos) y fosfatos orgánicos” (Sanabria, 2004).

El empleo de detergentes, los cuales contiene gran cantidad de fosforo en su composición, ha aumentado el contenido de fosfatos en las aguas residuales domésticas contribuyendo a su vez al problema del incremento del miso en las fuentes receptoras, ocasionando mayores problemas de eutrofización de este elemento.

Los mecanismos de eliminación de este elemento en los humedales artificiales suelen ser de tipo biótico, asimilación por parte de las plantas y microorganismos, en los humedales que cuentan con lecho de gravas u otro sustrato este también puede adsorber el fosforo, pero esta capacidad de adsorber se va perdiendo con el tiempo.

Otra forma de eliminar el fosforo es incorporando en los sistemas de humedales procesos de precipitación, por ejemplo, por adición de sales de aluminio (Arias, C.A. y Brix, H., 2005). Aunque no es del todo recomendable la utilización de sales de hierro para la precipitación ya que puede dar lugar a sulfuro de hierro que da color negro al agua.

Para la determinación de la reducción del contenido en fosforo por parte del sistema, al igual que para el nitrógeno se realizaron analíticas de agua semanales.

El análisis de fosforo conlleva dos pasos generales; primero la conversión de la forma de fosforo total a ortofosfato disuelto y seguidamente la determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto. *“El molibdato de amonio y el tartrato de amonio y potasio reaccionan en medio ácido con el ortofosfato para formar un heteropoliácido -ácido fosfomolibdico- que es reducido por el ácido ascórbico a un complejo azul de molibdeno intensamente coloreado; sólo las formas de ortofosfato forman dicho color azul”* (Sanabria, 2004). A continuación, se valora el grado de coloración azul mediante un espectrofotómetro midiendo la absorbancia para cada muestra. Esta

medida de la absorbancia es después transformada a concentración de fósforo mediante una recta patrón calibrada, siguiente ecuación.

$$P(\text{ug/l}): 0,0710313+0,888675(\text{abs})+1,20035(\text{abs})^2$$

3.4 MÉTODOS ESTADÍSTICOS

Al someter los datos a la prueba de normalidad de Srmicnof y resultar el valor de x superior a 0,05 contrastando la no normalidad de los datos se optó por realizar un tratamiento non parametric de los datos, realizando el tratamiento de Mann-Whitney para comparar grupo a grupo.

Por grupo se definió las plantas de una especie y las distintas líneas de agua cada una de distinta procedencia, para así comparar entre los grupos, es decir comparar la capacidad de las distintas especies vegetales para la reducción de la concentración de nitrógeno y fosforo, y también comparar si existen o no, diferencias en la reducción de nitrógeno y fosforo entre aguas de distinta procedencia.



IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

De la experiencia piloto desarrollada en el invernadero de la UD. Suelos durante 8 semanas comprendidas entre los meses de junio y julio de 2016, se han tomado un total de 420 muestras de agua y se han realizado un total de 1260 analíticas. Los valores numéricos de todas las muestras analizadas se encuentran recogidos en el ANEJO 6.

Tabla 4. Valores medios, máximos, mínimos y la desviación estándar para cada especie vegetal en las tres líneas distintitas.

| Línea 1 | | | | | | | | |
|-----------------------------|------------|------------|------------|-----------|------------|------------|------------|-----------|
| Especie vegetal | N mg/l | | | | P ug/l | | | |
| | Valor med. | Valor máx. | Valor mín. | Des. Est. | Valor med. | Valor máx. | Valor mín. | Des. Est. |
| <i>Oryza sativa</i> | 3,26 | 10,83 | 0,75 | 2,73 | 3,54 | 5,96 | 0,07 | 1,20 |
| <i>Scirpus holoschoenus</i> | 2,84 | 9,52 | 0,75 | 2,67 | 1,16 | 2,90 | 0,12 | 0,84 |
| <i>Typha latifolia</i> | 2,37 | 8,59 | 0,28 | 2,32 | 1,02 | 3,25 | 0,14 | 0,77 |
| Línea 2 | | | | | | | | |
| Especie vegetal | N mg/l | | | | P ug/l | | | |
| | Valor med. | Valor máx. | Valor mín. | Des. Est. | Valor med. | Valor máx. | Valor mín. | Des. Est. |
| <i>Oryza sativa</i> | 4,37 | 12,32 | 0,56 | 3,10 | 2,77 | 4,35 | 0,81 | 0,89 |
| <i>Scirpus holoschoenus</i> | 3,89 | 9,52 | 1,12 | 2,27 | 1,30 | 2,25 | 0,46 | 0,58 |
| <i>Typha latifolia</i> | 3,77 | 7,84 | 1,12 | 2,27 | 1,19 | 2,10 | 0,47 | 0,45 |
| Línea 3 | | | | | | | | |
| Especie vegetal | N mg/l | | | | P ug/l | | | |
| | Valor med. | Valor máx. | Valor mín. | Des. Est. | Valor med. | Valor máx. | Valor mín. | Des. Est. |
| <i>Oryza sativa</i> | 10,84 | 29,87 | 3,73 | 8,15 | 3,84 | 6,91 | 0,08 | 1,35 |
| <i>Scirpus holoschoenus</i> | 12,22 | 25,76 | 4,11 | 7,19 | 3,76 | 4,90 | 2,85 | 0,64 |
| <i>Typha latifolia</i> | 13,84 | 28,00 | 5,60 | 6,90 | 3,79 | 5,43 | 2,27 | 0,74 |

En la tabla 4 se puede observar los valores medios, máximos, mínimos y la desviación estándar para cada especie vegetal en las tres líneas distintitas. En cada una de ellas, con agua de procedencia diferente, es destacable el valor elevado de la desviación estándar en comparación con la media. Esto es debido principalmente a que los valores más elevados registrados durante la experiencia pertenecen a los primeros días o a aquellos posteriores al rellenado de cada línea con agua. Se puede apreciar también en las figuras 13, 14 y 15. Esta situación es registrada también

por Ran et al., (2004) que describe un ligero aumento del nitrógeno con la carga de agua de origen parar rellenar los depósitos.

La línea 1 cuenta con agua procedente de la acequia de Vera, se puede apreciar a simple vista que los valores de la concentración tanto de nitrógeno en mg/l y fosforo en µg/l son inferiores a las líneas 2 y 3 ya que la línea 2 cuenta con una mezcla de un 33% de agua de depuradora y el resto de agua potable y, la línea 3 con agua procedente de depuradora en su totalidad lo cual ocasiona que esta última tenga los valores más elevado para ambas concentraciones. Así pues, la media de nitrógeno en la línea 1 es de 2,82 mg/l, mientras que de P fue de 1,90 ug/l. Estos valores fueron muy inferiores a la media obtenida en la línea 2 y 3 respectivamente (4,01 y 12,3 mg/l de N) y (1,75 y 3,80 ug/l de P). Los máximos valores de concentración de N se encuentran en la línea 3 (entre 25 y 29 mg/l de N), mientras que los mínimos se registraron en la línea 1 de entre 0,28 y 0,75). Por lo que respecta al Fósforo total, destacar que sigue la misma tendencia, pero en la línea 1 también encontramos valores elevados cercanos a 6 ug/l.

Otro de los parámetros que también se analizó de modo paralelo fue la Conductividad Eléctrica del agua, siendo apreciable que existe una gran desviación estándar entre los datos. La acumulación de sales a lo largo de la experiencia es la explicación a este hecho, puesto que los valores mínimos pertenecen a los días iniciales de la experiencia y los valores más altos corresponden a los últimos días ya que no hubo recirculación en las líneas solamente eran rellenadas con el agua correspondiente ocasionando una concentración de sales con el paso del tiempo. La conductividad media fue de 13,29 dS/m, siendo mayor en la línea 3 depuradora (14,49 dS/m) seguida de la línea 2 (13,67 dS/m) y la línea 1 (11,66 dS/m).

4.1 ANÁLISIS TEMPORAL

Comparando las distintas especies vegetales durante la duración de la experiencia, se puede observar que el agua analizada dentro de las cubetas del arroz (*Oryza sativa*) presenta valores más elevados en la mayoría de las ocasiones y que el agua tomada de las cubetas de *Typha latifolia* y *Scirpus holoschoenus* cuentan con valores más o menos parecidos (para el valor máximo de la concentración, en la línea 1 para el fósforo (ug/l) 5,96 para el *Oryza sativa* y 2,90 y 3,25 para *Scirpus holoschoenus* y *Typha latifolia*, en línea 2 también para fósforo (ug/l) 4,35 para *Oryza sativa* frete a 2,25 y 2,10 de *Scirpus holoschoenus* y *Typha latifolia*, en la línea 1 para

IV.RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

nitrógeno (mg/l) 12,32 en el caso del *Oryza sativa* y unos valores de 9,52 y 7,84 para *Scirpus holoschoenus* y *Typha latifolia*) lo cual ya puede dar una idea de los resultados del posterior análisis estadístico.

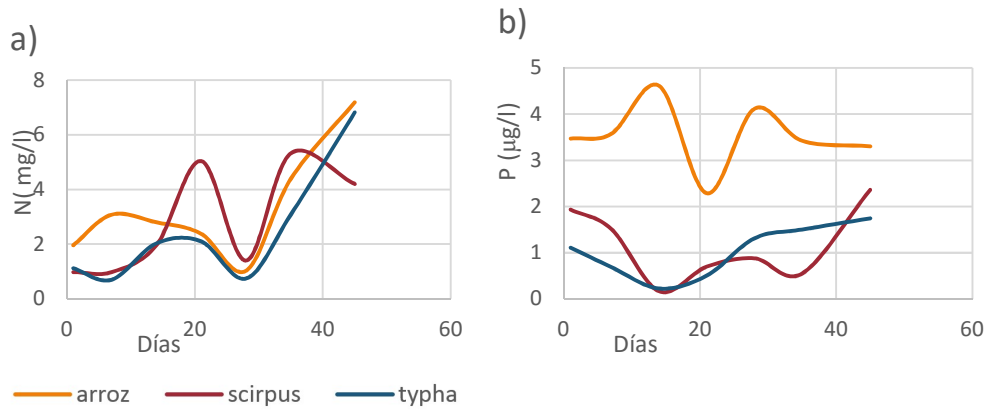


Figura 13. Evolución temporal en la línea 1 de la concentración: a) nitrógeno y b) fósforo

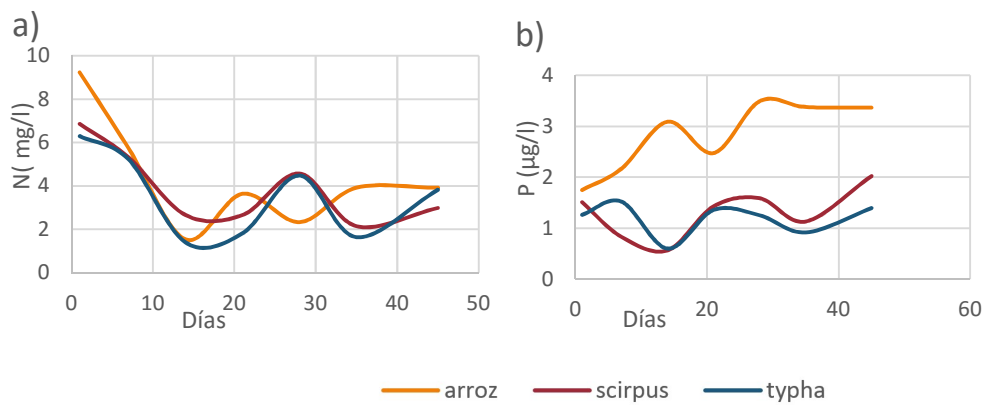


Figura 14. Evolución temporal en la línea 2 de la concentración: a) nitrógeno y b) fósforo

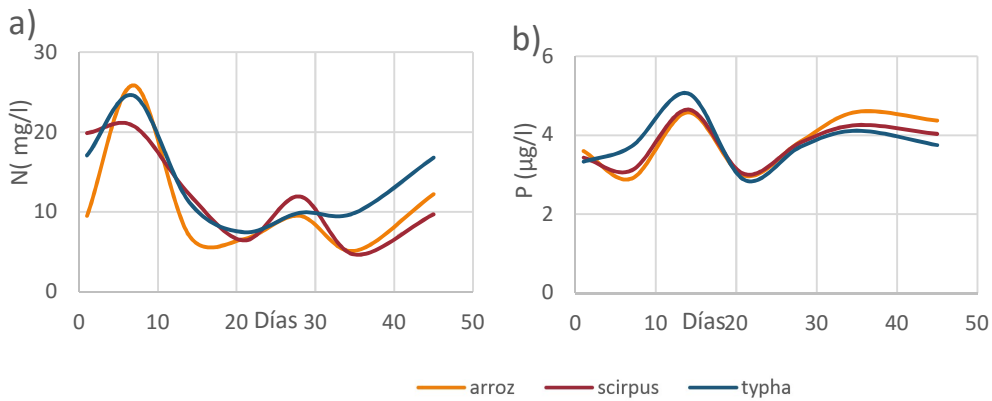


Figura 15. Evolución temporal en la línea 3 de la concentración: a) nitrógeno y b) fósforo

IV.RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Las figuras 13, 14 y 15 reflejan a la evolución temporal de la concentración de nitrógeno y de fósforo para cada una de las líneas. Así pues, prestando atención a todas las gráficas, en general se puede apreciar una cierta irregularidad en el trazado de estas, pues las concentraciones bajan y suben con el transcurso de los días, llegando a alcanzar algunos valores máximos superiores al valor inicial en algunos casos (a los 35 días desde el inicio de la experiencia el agua de las cubetas de *Oryza sativa* tienen un valor de 4,39 mg/l de N en la línea 1, en la línea 2 a los 45 días del inicio de la experiencia, el agua de las cubetas de *Scirpus holoschoenus* presentan un valor de 9,71 mg/l de N y, en la línea 3 también a los 45 días desde el inicio de la experiencia el agua de las cubetas de *Typha latifolia* tienen un valor de 16,80 mg/l) (iniciales 1,9 - 6,86 - 17,08 respectivamente), siendo más evidente en las gráficas correspondientes a la línea 1 (agua procedente de la acequia de Vera), y menos apreciable en la gráfica correspondiente a la evolución en la concentración de nitrógeno de la línea 2. Esto es debido principalmente a la imposibilidad material para poder almacenar la cantidad total de agua necesaria para cada línea en los depósitos de almacenamiento de estas, y la necesidad de tener que rellenar periódicamente dichos depósitos de almacenamiento con el transcurso de los días. Esto provocó subidas en la curva de reducción de nutrientes, dando lugar a picos (valores más elevados) que se aprecian en las gráficas. Noemi *et al.* (2004) registra en su experiencia piloto la misma situación, cuando al rellenar los circuitos de su experiencia piloto aumentaba la concentración de los elementos en los análisis posteriores. A grandes rasgos, la variabilidad y los picos en las gráficas de evolución temporal se ajustan al rellenado de depósitos, así como a la evolución de cada línea, puesto que se comprobó que la evaporación dentro del invernadero varió en función de la ubicación de la experiencia. La corriente de aire del cooler, provocó que algunos depósitos tuvieran mayor evaporación que otros y por tanto las cargas tuvieron que hacerse de mayor volumen.

La gran variabilidad de valores que se observa entre los máximos registrados con las cargas y los mínimos registrados tras la acción de las plantas, se puede apreciar en la figura 16 donde se observa el amplio rango de valores de mediana registrados para el nitrógeno. donde se observa el amplio rango de valores de mediana registrados para el nitrógeno. El caso del fósforo en aguas es el mismo (ANEJO 3), apreciándose claramente que no existe ninguna variación significativa en la concentración de dichos elementos. También son apreciables en estas gráficas las tendencias decrecientes generalmente después de cada máximo ocasionadas por la absorción por parte del sistema de nitrógeno y fósforo.

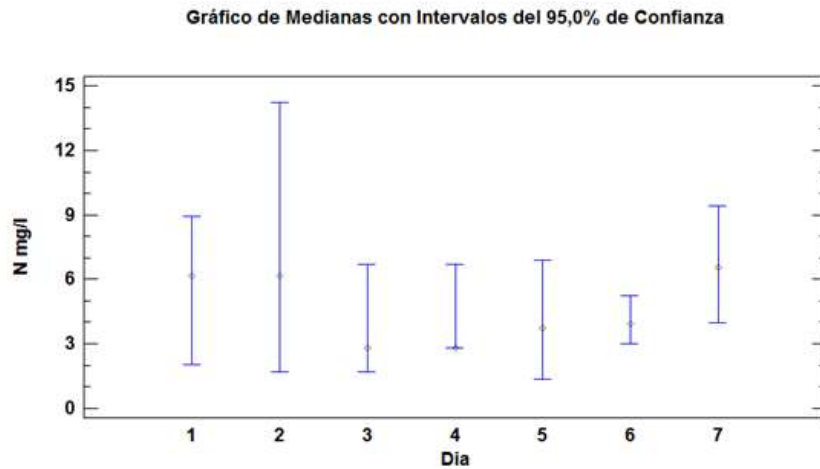


Figura 16. Gráfico de medianas con intervalos de confianza del 95% para la concentración de nitrógeno.

No obstante, al observar las gráficas de tendencia, puede impactar el hecho de que muchas curvas tiendan a aumentar en el último muestreo. Esto se debe a que las distintas líneas fueron rellenadas con el agua correspondiente antes de coger la muestra de ese día. En el momento de la toma de muestra en cada contenedor estanco, la lámina de agua de las líneas se encontraba baja debido al aumento de la evaporación por el calor (última semana de julio), por lo que se optó por rellenar los circuitos, para asegurar un volumen adecuado y que las condiciones de muestreo fueran semejantes a las anteriores. Hay que recordar que cada día que se muestreaba se retiraban 1,63 L de agua de cada línea.

Destacar que en las gráficas de evolución de la concentración de fósforo (figuras 12b, 13b y 14b) es apreciable que el agua analizada en los compartimentos de *Oryza sativa* tiene un comportamiento totalmente diferente a las del *Scirpus holoschoenus* y la *Typha latifolia*. Mientras que en la línea 3, ambas especies presentan la misma concentración de fósforo en aguas, en el caso de las líneas 1 y 2, el agua analizada de los recipientes con arroz tiene un valor medio más elevado que el caso de la enea y el junco que presentan valores de concentración de fósforo de entre 0 y 2 $\mu\text{g/l}$, siendo el caso del arroz de entre 2 y 4.5 $\mu\text{g/l}$. Esto es debido a la capacidad de absorción de dicho nutriente por las plantas, puesto que puede reducirse e inhibirse cuando la concentración es muy elevada (Petruccio y Esteves, 2000). Noemí *et al.*, (2004), registra en su experiencia piloto dicha situación, al constatar que hay un momento en el que la capacidad de eliminación de nutrientes se vuelve homogénea, por mucha más carga de dicho elemento que introduzcas. De este

IV.RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

modo, la concentración inicial del fósforo en agua, en el caso del arroz, inhibe su absorción en el sistema, presentando las otras dos plantas una mayor capacidad de fitodepuración en el caso de las líneas 1 y 2, puesto que en el caso de la línea 3, la concentración de fósforo en depuradora satura la capacidad de las tres especies, apareciendo en ellas la misma concentración de este nutriente en los recipientes. Guoyuan et al., 2013 observan este comportamiento en la comparación entre la enea (*Typha latifolia*) y el lirio amarillo (*Iris pseudacorus*) en un estudio sobre la cinética de absorción de nutrientes por parte de las raíces. En él, destacan que el lirio es recomendable para la depuración de aguas muy cargadas de fósforo, mientras que la enea presenta mejores resultados en aguas cargadas de nitrógeno al no saturarse.

4.2 ANÁLISIS DE LÍNEAS Y ESPECIES

A continuación, se describen los valores medios en porcentaje de reducción de la concentración de nitrógeno y fósforo para cada una de las especies vegetales en las distintas líneas de agua. En ella se puede observar como para las líneas 2 y 3 en el caso del *Oryza sativa* y, en la línea 3 en el caso del *Scirpus holoschoenus* y la *Typha latifolia*, el valor de la reducción de fósforo presenta rendimientos más pequeños (en torno al 20%), si lo comparamos con el resto de valores de reducción de fósforo (entre el 35% y 47%). Esto hecho se ha explicado en apartados anteriores, corroborándose claramente dicha tendencia en el porcentaje total de reducción (tabla 5).

Tabla 5. Porcentajes de reducción medios.

| | <i>Oryza sativa</i> | | <i>Scirpus holoschoenus</i> | | <i>Typha latifolia</i> | |
|---------|---------------------|-----|-----------------------------|-----|------------------------|-----|
| | N | P | N | P | N | P |
| Línea 1 | 28% | 47% | 54% | 35% | 52% | 46% |
| Línea 2 | 59% | 21% | 56% | 46% | 53% | 36% |
| Línea 3 | 52% | 20% | 62% | 19% | 60% | 22% |

Estas tres especies vegetales en el sistema diseñado para esta experiencia piloto, poseen una capacidad para reducir la concentración de nitrógeno y fósforo superior a otras especies implantadas en un humedal distinto al de macrófitas en flotación. Por ejemplo, Kyambade *et al.* (2005) obtuvo una reducción del 28,5% de la concentración de nitrógeno y un 11,2% de la de

IV.RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

fósforo con el Papiro (*Cyperus papyrus*), mientras que con plantas herbáceas del género *Miscanthidium*, la reducción fue de un 15% para el nitrógeno y un 9,3% para el caso del fósforo.

Por otra parte, Noemi *et al.* (2004) obtuvo con *Lema gibba L.* una eliminación del nitrógeno en torno a un 10 % - 20%, siendo mucho menores que los registrados con *Oryza sativa*, *Scirpus holochoenus* y *Typha latifolia* en las condiciones que se desarrolló la experiencia piloto.

De este modo, en la línea 1 se ha registrado una reducción de Nitrógeno medio del 45%, mientras que un 43% medio de fósforo. De forma análoga, la línea 2 y 3 reducen un 56% y 58% de nitrógeno respectivamente, mientras que en el caso del fósforo, la reducción media fue de un 34% y un 20%. En este sentido se observa como a mayor cantidad de fósforo en el agua de origen, menor es la tasa de reducción de dicho nutriente en las aguas.

A nivel de especie vegetal, y sin tener en cuenta la variable línea, el arroz presento un 46% de reducción media de nitrógeno total, mientras que en el caso del fósforo se registró una reducción media del 29%. El junco y la enea presentaron una reducción media respectivamente de 57% y 55% de nitrógeno total, y del 33% y 35% en fósforo. Observando los resultados, el junco presentó el mayor porcentaje de reducción de nitrógeno medio (57%), mientras que el arroz fue el que menor porcentaje medio de reducción presentó en el caso del fósforo (29%).

Martin *et al.*, (2013) registraron reducciones de Nitrógeno y fósforo de entorno al 52% y 65% respectivamente en tres humedales artificiales construidos en el borde de la Albufera de Valencia. Las plantas que utilizaron en dicha experiencia son eneas (*Typha latifolia*) en condiciones naturales. Si comparamos los resultados de la línea 1 de nuestra experiencia con los resultados de Martín *et al.*, (2013), puesto que el agua que llega a estos lugares proviene de acequias de riego, observamos que la reducción de nitrógeno coincide (52%), siendo en su caso, mayor la reducción de fósforo (65% frente al 46% registrado en nuestra experiencia) (tabla 7). Este mayor porcentaje puede deberse a una mayor densidad de plantas, aparte de desarrollarse en condiciones naturales, o bien por la acción fijadora de fósforo en el suelo, que en nuestro caso era escaso. No obstante, Rodrigo *et al.*, (2013), analizando únicamente uno de los tancats en los que se realiza dicha experiencia en el Parque Natural de la Albufera de Valencia, únicamente registra una reducción del 30% en nitrógeno y del 49% en fósforo.

IV.RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Por último, el estudio estadístico de las variables especie y línea respecto a las concentraciones de nitrógeno y fósforo registradas, reflejan los siguientes resultados:

En las tablas 6, 7 y 8 se puede apreciar que no existen diferencias estadísticamente significativas en lo referido a la variación de la concentración de nitrógeno durante el desarrollo de la experiencia en base a las especies vegetales estudiadas. No obstante, sí que existen diferencias estadísticamente significativas para la variación de la concentración de fósforo entre el agua de los recipientes de *Oryza sativa* y el de *Scirpus holoschoenus*, y el de *Oryza sativa* y la de *Typha latifolia*, no obstante las diferencias en la evolución de la concentración de fósforo no son estadísticamente significativas para el caso del *Scirpus holoschoenus* y la *Typha latifolia*. Esto corrobora los resultados mostrados anteriormente.

Estas diferencias o, no diferencias estadísticamente significativas son más apreciables en la figura 17 correspondiente a un gráfico de medianas de la concentración de fósforo en función de la especie vegetal, para el caso del nitrógeno ANEJO 3.

Tabla 6. Resultado de la prueba de Mann-Whitney para el *Oryza sativa* y el *Scirpus holoschoenus*.

| | N mg/l | P ug/l |
|---------------------------|----------|----------|
| U de Mann-Whitney | 3410,000 | 1701,500 |
| W de Wilcoxon | 6813,000 | 5271,500 |
| Z | -,110 | -5,628 |
| Sig. asintót. (bilateral) | ,912 | ,000 |

a. Variable de agrupación: Planta

Tabla 7. Resultado de la prueba de Mann-Whitney para el *Oryza sativa* y la *Typha latifolia*.

| | N mg/l | P ug/l |
|---------------------------|----------|----------|
| U de Mann-Whitney | 3363,500 | 1688,500 |
| W de Wilcoxon | 6766,500 | 5258,500 |
| Z | -,260 | -5,670 |
| Sig. asintót. (bilateral) | ,795 | ,000 |

a. Variable de agrupación: Planta

Tabla 8. Resultado de la prueba de Mann-Whitney para el *Scirpus holoschoenus* y la *Typha latifolia*.

| | N mg/l | P ug/l |
|---------------------------|----------|----------|
| U de Mann-Whitney | 3452,000 | 3377,000 |
| W de Wilcoxon | 7022,000 | 6947,000 |
| Z | -,241 | -,479 |
| Sig. asintót. (bilateral) | ,809 | ,632 |

a. Variable de agrupación: Planta

Gráfico de Medianas con Intervalos del 95,0% de Confianza

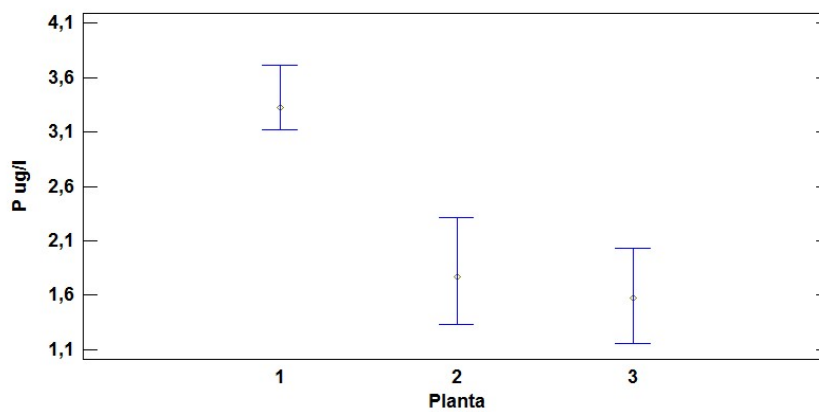


Figura 17. Gráfico de medianas con intervalos de confianza del 95% para la concentración de fósforo para las distintas especies vegetales. Planta 1 *Oryza sativa*, 2 *Scirpus holoschoenus*, 3 *Typha latifolia*

En la figura 18 se observa la naturaleza distinta de las diferentes aguas empleadas en cada una de las líneas, apreciando diferencias estadísticamente significativas para la concentración de nitrógeno entre las 3 líneas. Para el caso del fósforo ANEJO 3.

En el caos del fósforo solo se aprecian estas diferencias entre la línea 1 y 3, y la línea 2 y 3, presentando diferencias no estadísticamente significativas las líneas 1 y 2 para la evolución de la concentración de este elemento como se observa en los estadísticos de significancia de las tablas 9,10 y 11.

IV.RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

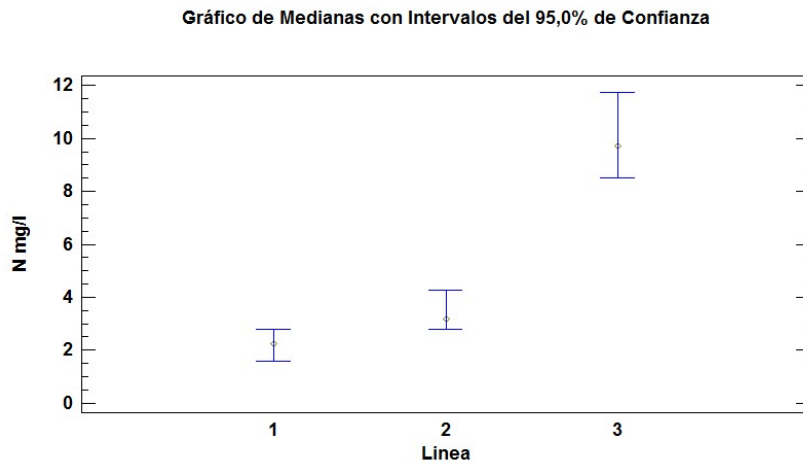


Figura 18. Gráfico de medianas con intervalos de confianza del 95% para las concentraciones de nitrógeno en las diferentes líneas.

A continuación, en las tablas 9, 10 y 11 se puede apreciar también las diferencias en la concentración de nitrógeno y fósforo en el agua de distinta procedencia de las diferentes líneas a excepción de la concentración de fósforo para el caso de las líneas 1 y 2.

Tabla 9. Resultados de la prueba de Mann-Whitney para la línea 1 agua de acequia y 2 mixta con el 33% de agua de depuradora.

| | N mg/l | P ug/l |
|---------------------------|----------|----------|
| U de Mann-Whitney | 2347,000 | 3361,500 |
| W de Wilcoxon | 5917,000 | 6931,500 |
| Z | -3,553 | -,266 |
| Sig. asintót. (bilateral) | ,000 | ,790 |

a. Variable de agrupación: Línea

Tabla 10. Resultados de la prueba de Mann-Whitney para la línea 1 agua de acequia y 3 agua de depuradora en su totalidad.

| | N mg/l | P ug/l |
|---------------------------|----------|----------|
| U de Mann-Whitney | 574,000 | 1170,500 |
| W de Wilcoxon | 4144,000 | 4740,500 |
| Z | -9,379 | -7,479 |
| Sig. asintót. (bilateral) | ,000 | ,000 |

a. Variable de agrupación: Línea

Tabla 11. Resultados de la prueba de Mann-Whitney para la línea 2 mixta con el 33% de agua de depuradora y, 3 agua de depuradora en su totalidad.

| | N mg/l | P ug/l |
|---------------------------|----------|----------|
| U de Mann-Whitney | 823,500 | 513,000 |
| W de Wilcoxon | 4226,500 | 3916,000 |
| Z | -8,468 | -9,467 |
| Sig. asintót. (bilateral) | ,000 | ,000 |

a. Variable de agrupación: Línea

Gráfico de Medianas con Intervalos del 95,0% de Confianza

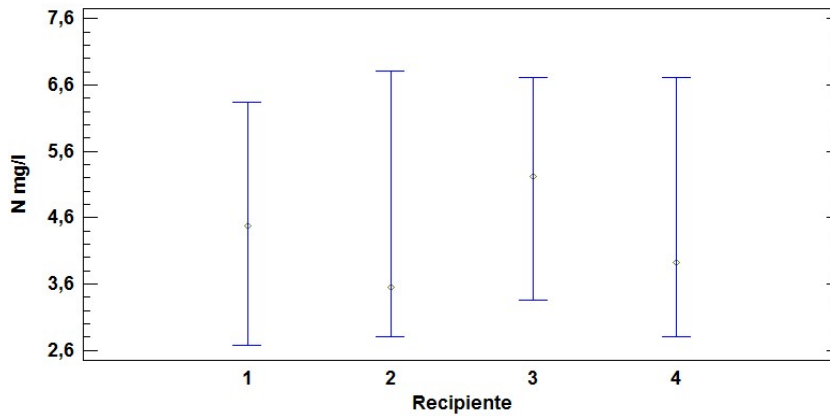


Figura 19. Gráfico de medianas con intervalos de confianza del 95% para la concentración de nitrógeno en los distintos contenedores estancos.

En la figura 19 se puede comprobar que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los cuatro contenedores estancos, para la concentración de nitrógeno. Para el caso del fósforo ANEJO 3. Cada uno de estos contenedores contenía tres plantas de la misma especie vegetal para formar los distintos módulos de vegetación que formaba parte de cada línea, por lo que para cada determinación de la concentración de nitrógeno y fósforo para cada especie vegetal en las distintas líneas se ha contado con cuatro repeticiones.



V. CONCLUSIÓN

5 CONCLUSIÓN

Las tres especies vegetales han manifestado su capacidad para reducir la concentración de nitrógeno y fosforo en el agua del sistema donde han sido introducidas. El *Oryza sativa* ha presentado una reducción media del 28% y un 47% (nitrógeno y fosforo) en la línea 1, un 59% y un 21% en la línea 2 y por último un 52% y un 20% en la línea 3. En el caso del *Scirpus holoschoenus* las reducciones medias han sido del 54% y un 35% (nitrógeno y fosforo) en la línea 1, del 56% y un 46% en la línea 2, y en la línea 3 del 62% y un 19%. La *Thypha latifolia* ha tenido unas reducciones medias del 52% y un 46% (nitrógeno y fosforo) en la línea 1, del 53% y un 36% en la línea 2, y en la línea 3 del 60% y un 22%.

Altas concentraciones de fosforo han inhibido la capacidad del sistema para absorber este elemento, es decir, a mayor carga inicial de fósforo menor es la fitodepuración, como se puede observar hay una disminución de la reducción en las líneas, siendo la línea 1 la que más reduce y la 3 la que menos.

El *Scirpus holoschoenus* y *Thypha latifolia* presentan un comportamiento parecido, mientras que es el arroz el que menor reducción produce en el caso del fósforo. Para el nitrógeno, las diferencias no fueron lo suficientemente significativas como para recomendar una de las especies sobre otra. No obstante, en el cómputo global, la recomendación sería utilizar ejemplares de *Typha latifolia* y *Scirpus holoschoenus* antes que el *Oryza sativa*, puesto que la reducción en fósforo es mayor en general.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se podría recomendar que un sistema de macrófitas flotantes sin suelo, compuesto por *Scirpus holoschoenus* y *Typha latifolia* podría ser utilizado para depurar el mayor volumen de agua residual que se produce en poblaciones del interior durante la época estival. De este modo, se podría evitar aquellos vertidos a cauces debido a la superación de la capacidad depuradora de los sistemas. Todo ello debería de ser testado en campo, así como analizar los costes económicos de su instalación y mantenimiento frente a los sistemas de depuración convencionales. No obstante, con este estudio únicamente se ha testado la eficacia depuradora de especies vegetales sin suelo, que era el principal objetivo.



VI. BIBLIOGRÁFIA

6 BIBLIOGRAFÍA

- APHA (American Public Health Association), 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd Edition. E.W. Rice, R.B. Baird, A.D. Eaton, L.S. Clesceri, editors. PP:1496
- Arias, C.A.; Brix.H, 2005. Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Water Science and Technology*, 51: 275-282.
- Ballesteros, G.A. 2012.Social, economic and environmental sustainability in water treatment for agricultural use and nature preservation: the Campotéjar lakes (Múrcia). *Papeles de Geología*, 55-56: 11-24.
- Bastviken, S.K. *et al.* 2005. Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering*,25: 183-190.
- Brix, H. 1994 Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*,29: 71-78.
- Comité estatal de humedales. 2010. Protocolo de Inclusión de Humedales Españoles en la Lista de Importancia Internacional (Convenio Ramsar) y *Anejo Técnico*. Madrid: CEPNB, MARM.
- Cooper, P.F. 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*,40: 1-9.
- Cooper, P.F.; Findlater, B.C.1996. *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. International Association on Water Pollution Research and Control. Swidon. 618pp
- Delgadillo, O.*et al.*2008 “Zonas húmedas construidas, una tecnología natural para la depuración de aguas residuales con fines de riego en municipios rurales y periurbanos” ponencia presentada en la “Reunión sudamericana para manejo y sustentabilidad de riego en regiones áridas”, Salvador, Bahia-Brasil, del 21 al 23 de octubre de 2008.
- Faulwetter, J.L. *et al.*2011. Floating treatment wetlands for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 64: 2089-2095.
- Fernández, J. 2001. Filtro autoflotante de macrófitas para la depuración de aguas residuales.Fundación Dialnet. pags 171–180,
- García, A. 2013. Estudio de tratamientos alternativos de las aguas residuales de las pequeñas pedanías de Cuenca.

VI. BIBLIOGRAFÍA.

- García, J., Corzo, A. 2008. Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. Universidad Politécnica de Catalunya. Barcelona. 98pp
- García, J. 2004. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos: una alternativa de bajo coste para el tratamiento de aguas residuales. CEPT. Madrid. 100pp.
- Guoyuan, C.; -guoxin, L.; Kai, T. 2013. Kinetics of nitrogen and phosphorus uptake by root system of *Iris pseudacorus L.* and *Typha augustifolia L.* Chinese Journal of Environmental Engineering.
- Headley T. R.; Tanner C. C. 2008. Floating treatment wetlands: an innovative option for stormwater quality applications. 11th International conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.
- Hubbard, R.K. 2010. Floating vegetated mats for improve Surface wáter quality. Shah, V. (Ed.), Emerging Environmental Technologies, vol. II. Springer, Dordrech, NL, pp.211-244.
- Hubbard, R.K.; Gascho, G.J.; Newton, G.L. 2004. Use of floating vegetation to remove nutrients from swine lagoon wastewater. Trans. ASAE, 47: 1963-1972.
- Kadlec, R.H.; Knight, R.L. 1996. Treatment Wetlands. CRC Press. Florida, 893 pp,
- Kadlec, R.H. 2000. The inadequacy of first-order treatment wetland models. Ecological Engineering, 15: 105-119.
- Kadlec, R.H. et al. 2000. Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing, 155 pp.
- Kato, K. et al. 2013. Performance of six multi-stage hybrid wetland systems for treating high-content waste wáter in the cold climate of Hokkaido, Japan. Ecological Engineering, 51: 256-263
- Kolb, P. 1998. Design of a constructed wetland (pilot plant) for the reclamation of the river Besós, Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur, Universität für Bodenkultur.
- Kyambadde, J.; Kansime, F; Dalhammar, G. 2005. Nitrogen And Phosphorus Removal In Substrate-Free Pilot Constructed Wetlands With Horizontal Surface Flow In Uganda. Water, Air, and Soil Pollution, 165: 37-59.
- Lara, J.A. 1999. Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales, Tesis de Maestría, Universidad Politécnica de Cataluña - Instituto Catalán de Tecnología, Barcelona.

- Martelo, J.; Lara, J. A. 2012. Floating macrophytes on the wastewater treatment: a state of the art review. *Ingeniería y Ciencia*, 8:221-243
- Martín, M. *et al.* 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological Engineering*, 50: 52-61.
- Mena, J. 2008. Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: Ventajas de los sistemas híbridos. 9º Congreso Nacional del Medio Ambiente.
- Miao Li *et al.* 2009. Enhanced nitrogen and phosphorus removal from eutrophic lake water by *Ipomoea aquatica* with low-energy ion implantation. *Water Research*, 43:1247-1256
- Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente. Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Manual de interpretación y elaboración de informes.
- Noemi R, Moshe A, Gideon O. 2004. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Research*, 38: 41-48
- Sanabria, D. 2004. Fósforo total en agua por digestión ácida, método del ácido ascórbico. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 14pp
- Osca, J.M. 2007. Cultivos herbáceos extensivos: Cereales. Universitat Politècnica de València, Valencia, 252pp.
- Pettecrew, E.L.; Kalff, J. 1992. Water Flow and Clay Retention in Submerged Macrophyte Bed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 2483-2489.
- Petrucio, MM; Esteves, F.A. 2000. Uptake rates of nitrogen and phosphorous in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Rev. Bras.Bio.* 60 (2):229-236.
- Rangarajan, S. *et al.* 2012. Urban wet-weather flows. *Water Environment*, 84: 861-970.
- Rodrigo, M.A *et al.* 2013. The role of eutrophication deduction of two small man-made Mediterranean lagoons in the context of a broader remedation system: Effects on water quality and plankton contribution. *Ecological Engineering*, 61: 371-382.
- Roig J. 2013. Eliminación de contaminantes emergentes mediante humedales artificiales tesis fin de master.
- Song, H.L. *et al.* 2011. Enhancing nitrogen removal performance of vegetated floating-bed by adding *Hyriopsis cumingii* Leas an artificial médium. *Fresenius Environ Bull*, 20: 2435-2441.
- Stearman, G. *et al.* 2003. Pesticide removal from container nursery runoff in constructed wetland cells. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1548-1556.

VI. BIBLIOGRAFÍA.

UNESCO.2003 World Water Assessment Programme, People and the Planet, en

www.wateryear2003.org

USEPA (Unites States Environmental Protection Agency) Constructed Wetlands Treatment of
Municipal Wastewaters. USEPA Office of Research and Development. Cincinnati. OH., 2000

Vymazal J. 2005. Nutrient management in agricultural watersheds. A wetland solution. Wageningen
Academic.288pp