



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS BIÓLOGICAS**



**ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
SERVIDAS PARA NÚCLEOS HUMANOS DE BAJA
DENSIDAD POBLACIONAL MEDIANTE SISTEMAS
HÍBRIDOS DE HUMEDALES ARTIFICIALES**

Presentada a la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad de Concepción,
para optar al título de Bioingeniero

FRANCISCA MARÍA ARAYA GONZÁLEZ

Tutora: Dra. Gladys Vidal

Concepción, 2012

ÍNDICE GENERAL

| | |
|----------------------------------------------------------------------|----|
| 1. INTRODUCCIÓN | 10 |
| 1.1 Las aguas servidas | 10 |
| 1.1.1. Características de las aguas servidas | 10 |
| 1.1.2. Tratamiento de las aguas servidas en Chile | 11 |
| 1.2. Sistemas naturales | 11 |
| 1.2.1. Sistemas de lagunaje | 12 |
| 1.2.2. Humedales artificiales | 12 |
| 1.2.3. Clasificación de humedales artificiales | 13 |
| 1.2.4. Plantas en humedales artificiales | 13 |
| 1.3. Eliminación de contaminantes presentes en las aguas servidas | 14 |
| 1.3.1. Eliminación de sólidos | 14 |
| 1.3.2. Eliminación de materia orgánica | 15 |
| 1.3.3. Eliminación de nitrógeno | 16 |
| 1.3.4. Eliminación de fósforo | 20 |
| 1.3.5. Medios especiales | 21 |
| 1.3.6. Reutilización de medios de soporte | 22 |
| 1.3.7. Influencia de la aireación en la eliminación de contaminantes | 22 |
| 2. METODOLOGÍA | 25 |
| 2.1. Obtención del influente | 25 |
| 2.2. Caracterización del sistema híbrido de humedales artificiales | 25 |
| 2.2.1. Caracterización física de los humedales artificiales | 25 |
| 2.2.2. Operación de los humedales | 26 |
| 2.2.3. Monitoreo de los humedales | 28 |
| 2.2.4. Evolución de las plantas | 28 |
| 2.3. Métodos analíticos | 29 |
| 2.3.1. Parámetros físico-químicos | 29 |
| 2.3.2. Actividad de la biomasa | 29 |
| 2.4. Análisis estadístico | 30 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 2.5. Reutilización del medio de soporte | 30 |
| 2.5.1. Ensayo capacidad de desorción de zeolita natural empleada como medio de soporte en humedal artificial | 30 |
| 2.5.2. Ensayo reutilización como fertilizante de zeolita natural utilizada como medio de soporte en humedal artificial | 32 |
| 3. RESULTADOS | 33 |
| 3.1. Caracterización fisicoquímica del influente | 33 |
| 3.2. Comportamiento de la operación de los humedales | 33 |
| 3.2.1. Eliminación de materia orgánica y sólidos | 33 |
| 3.2.2. Eliminación de nutrientes | 39 |
| 3.2.3. Parámetros operativos | 46 |
| 3.2.4. Evolución de la actividad de la biomasa | 50 |
| 3.3. Evolución de las plantas (<i>Scirpus californicus</i>) | 51 |
| 3.5. Reutilización del medio de soporte | 54 |
| 4. DISCUSIÓN | 56 |
| 4.1. Caracterización fisicoquímica del influente | 56 |
| 4.2. Comportamiento de la operación de los humedales | 56 |
| 4.3. Evolución de las plantas (<i>Scirpus californicus</i>) | 62 |
| 4.4. Reutilización del medio de soporte | 64 |
| 5. CONCLUSIONES | 65 |
| 6. AGRADECIMIENTOS | 66 |
| 7. REFERENCIAS | 67 |
| 8. ANEXOS | 75 |
| 1. Resultados análisis estadísticos | 75 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1: Dimensión de los humedales..... | 25 |
| Figura 2: Cilindro con material de soporte retenido (izquierda) e interior del tubo muestreador (derecha)..... | 26 |
| Figura 3: Diseño del sistema híbrido de humedales artificiales. | 27 |
| Figura 4: Vaciado de los humedales mediante un sifón. | 28 |
| Figura 5: Ensayo desorción: blanco (zeolita natural) y los 2 matraces con zeolita de los humedales..... | 31 |
| Figura 6: Eliminación de DBO_5 y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (□) y HFHSS (■)..... | 35 |
| Figura 7: Eliminación de DQO y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (□) y HFHSS (■)..... | 37 |
| Figura 8: Eliminación de SST y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (□) y HFHSS (■)..... | 39 |
| Figura 9 Eliminación de NH_4^+ y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (□) y HFHSS (■)..... | 41 |
| Figura 10: Concentraciones de NO_3^- a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (□) y HFHSS (■). | 43 |
| Figura 11: Eliminación de PO_4^{-3} y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (□) y HFHSS (■)..... | 45 |
| Figura 12: Temperatura dentro de cada humedal. Humedal VG (□), Humedal HG (■), Humedal VZ (□), Humedal HZ (■)..... | 47 |
| Figura 13: pH dentro de cada humedal. VG (□), HG (■), VZ (□), HZ (■)..... | 48 |
| Figura 14: Potencial oxido-reducción (POR) dentro de cada humedal. VG (□), HG (■), VZ (□), HZ (■) | 49 |
| Figura 15: Concentración de oxígeno disuelto (OD) presente en cada humedal. VG (□), HG (■), VZ (□), HZ (■) | 50 |

Figura 16: Peso seco de las plantas: VG () , HG () , VZ () y HZ () y el numero de tallos para cada estación (○)..... 52

Figura 17: Cinética de desorción de la zeolita a 20° C. Ensayo 1(●) y Ensayo 2 (■) . 55

Figura 18: Eliminación de nitrógeno dentro de los humedales. Hojas, Raíz, Retención dentro del humedal, y salida. 61

Figura 19: Eliminación de fósforo dentro del humedal. Hojas, Raíz, Retención dentro del humedal, y salida. 62

INDICE DE TABLAS

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabla 1. Caracterización físico-química del influente..... | 33 |
| Tabla 2: Concentraciones efluentes presentes en el sistema de humedales..... | 46 |
| Tabla 3: Actividad de la biomasa. | 50 |
| Tabla 4: Resultados de análisis foliar y radicular de <i>Scirpus californicus</i> | 52 |
| Tabla 5: Balance fósforo en el sistema | 53 |
| Tabla 6: Balance nitrógeno en el sistema | 53 |
| Tabla 7: Eliminación de nutrientes y producción de biomasa por unidad de área | 54 |
| Tabla 8: Producción de biomasa por unidad de área y contenido de nutrientes | 55 |
| Tabla 9: Contenido de nutrientes del suelo..... | 55 |

ABREVIACIONES

| | | |
|---------------------------------|--------------------------------------------|--------|
| APR | Agua Potable Rural | |
| DBO ₅ | Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días | (mg/L) |
| DQO | Demanda Química de Oxígeno | (mg/L) |
| HFHS | Humedal de Flujo Horizontal Superficial | |
| HFHSS | Humedal de Flujo Horizontal Subsuperficial | |
| HFVSS | Humedal de Flujo Vertical Subsuperficial | |
| HG | Humedal HFHSS de la línea de grava | |
| HZ | Humedal HFHSS de la línea de zeolita | |
| N ₂ | Nitrógeno gas | (mg/L) |
| NH ₄ ⁺ | Amonio | (mg/L) |
| N-NH ₄ ⁺ | Amonio medido como nitrógeno | (mg/L) |
| N-NO ₃ ⁻ | Nitrato medido como nitrógeno | (mg/L) |
| NO ₃ ⁻ | Nitrato | (mg/L) |
| N-P | Contenido de nitrógeno y fósforo | |
| NT | Nitrógeno total | (mg/L) |
| OD | Oxígeno Disuelto | (mg/L) |
| PO ₄ ⁻³ | Fosfato | (mg/L) |
| POR | Potencial Oxido-Reducción | (mV) |
| P-PO ₄ ⁻³ | Fósforo del fosfato | (mg/L) |
| PT | Fósforo Total | (mg/L) |
| PTAS | Planta de Tratamiento de Aguas Servidas | |
| SST | Sólidos Suspendidos Totales | (mg/L) |
| SSV | Sólidos Suspendidos Volátiles | (mg/L) |
| TRH | Tiempo de retención hidráulico | (d) |
| VG | Humedal HFVSS de la línea de grava | |
| VZ | Humedal HFVSS de la línea de zeolita | |

RESUMEN

Una opción para el tratamiento de las aguas servidas generadas en núcleos poblacionales pequeños, son los humedales artificiales, que pueden clasificarse en 3 tipos: a) Flujo horizontal superficial (HFHS); b) Flujo horizontal subsuperficial (HFHSS); c) Flujo vertical subsuperficial (HFVSS).

Con humedales artificiales con medios tradicionales como la grava, se alcanzan eliminaciones de materia orgánica superiores al 75%, y para los nutrientes la combinación de humedales de tipo HFVSS y HFHSS (sistemas híbridos) ha alcanzado eliminaciones de amonio (NH_4^+) de hasta 80%. Respecto al fósforo, su eliminación se favorece al utilizar medios especiales con capacidad de captar nutrientes mediante procesos de adsorción (como la zeolita), que luego pueden liberarse por desorción, dando la aplicabilidad de ser reutilizado como fertilizante.

El objetivo de este trabajo es evaluar el uso de zeolita y grava como medio de soporte en sistemas híbridos de humedales artificiales, para eliminar materia orgánica y nutrientes de las aguas servidas.

Para esto, se construyó un sistema híbrido de humedales artificiales (HFVSS + HFHSS) a escala laboratorio. La operación se dividió en 4 etapas, según la estrategia de aireación de los humedales HFVSS: Etapa I-aireación 24 h/d, Etapa II-aireación 1 h/d, Etapa III-aireación 4 h/d, y, Etapa IV-sin aireación.

Respecto a las eliminaciones, los porcentajes para materia orgánica fueron del 75% para las cuatro etapas. Para los nutrientes, la eliminación de fosfato (PO_4^{-3}) alcanzó un 45,00% y 76,38% para grava y zeolita, y de 88,00% y 99,84% para NH_4^+ , respectivamente. De la eliminación de nutrientes más de un 30% correspondió a la captación de las plantas, y en el caso de la zeolita hasta 27% correspondió al efecto de la adsorción.

Finalmente, la zeolita como medio de soporte aumenta significativamente ($p < 0,05$) en más de un 20%, la eliminación de materia orgánica y nutrientes, respecto del medio de grava.

ABSTRACT

One option for wastewater treatment in small communities is constructed wetlands, and these can be classified into 3 types: a) horizontal surface flow (HFHS), b) horizontal subsurface flow (HFHSS), c) vertical subsurface flow (HFVSS).

With constructed wetlands with gravel medium, removal of organic matter can reach over 75%, and for nutrients, the combination of HFVSS and HFHSS constructed wetlands (hybrid systems) has reached removal of ammonium (NH_4^+) above 80%. For phosphorus, removal is improved for using special medium to remove nutrients through adsorption processes (such as zeolite), which then they can be released by desorption, giving the applicability of reuse as fertilizer.

Therefore, the objective of this work was to evaluate the use of zeolite and gravel as medium in hybrid constructed wetlands systems to remove organic matter and nutrients from wastewater.

For this, it built a hybrid system of constructed wetlands (HFVSS + HFHSS) at laboratory. The operation was divided into 4 stages, depending on aeration strategy for HFVSS wetlands: Stage I-24 h/d aeration, Stage II-1 h/d aeration, Stage III-4 h/d aeration, and Stage IV- non aeration.

Regarding removal efficiencies for organic matter were 75% for the four stages. For nutrients, removal of phosphate (PO_4^{-3}) reached 45% and 76.38% for gravel and zeolite, and 88% and 99.84% for NH_4^+ (gravel and zeolite, respectively). Nutrient removal in more than 30% corresponded to plant uptake, and in the case of zeolite up to 27% corresponding to adsorption effect.

Finally, zeolite as medium improve significantly ($p < 0.05$) the removal of organic matter and nutrients, than gravel medium

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Las aguas servidas

El agua es fundamental para la vida, y su demanda ha aumentado junto con el crecimiento de la población y de las economías de muchos países, por lo que puede ser considerada actualmente como un recurso escaso. Como consecuencia de este crecimiento poblacional y del amplio desarrollo de actividades industriales, la producción de aguas servidas es cada vez mayor (Ramalho, 1983), alcanzando valores de entre 0,05 a 0,4 m³ por persona y por día de producción de aguas servidas (Henze y col., 2002).

Las aguas servidas son mezcla de los desechos líquidos provenientes de los hogares (aguas servidas domésticas), fábricas e industrias (aguas servidas industriales) y las aguas lluvias recogidas a través del alcantarillado (Báez, 2004). Estas no pueden ser desechadas sin tratamientos en ríos, lagos o mares porque pueden generar problemas como contaminación de aguas potables o eutrofización, debido a su concentración de materia orgánica y nutrientes.

1.1.1. Características de las aguas servidas

Las características de las aguas servidas varían de un lugar a otro, ya que depende de factores como las características socioeconómicas y culturales, densidad poblacional, y, del estado y tipo del sistema de recolección, pero sus valores de concentración fluctúan generalmente entre ciertos rangos. La Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) (disuelta) generalmente fluctúa entre 40 y 140 mg/L, la Demanda Química de Oxígeno (DQO) (disuelta) fluctúa entre 80 y 300 mg/L, los Sólidos Suspendidos Totales (SST) fluctúan entre los 120 y 450 mg/L y el Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total T (PT) fluctúa entre 20 y 80 mg/L, y 6 y 23 mg/L, respectivamente. De la concentración de NT presente en las aguas servidas, la mayor parte corresponde a amonio (NH₄⁺) que fluctúa entre 15 y 65 mg/L. En cuanto al PT, principalmente corresponde a fosfato (PO₄⁻³) que tiene concentraciones entre 4 y 14 mg/L (Henze y col., 2002).

1.1.2. Tratamiento de las aguas servidas en Chile

De acuerdo a Baraño y Tapia (2004), la tecnología de lodos activados (incluyendo todas las variaciones) es la más común en Chile, siendo utilizada en el 61% de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS).

Alarcón (2008), confirma esta tendencia en la zona centro sur (VI a VIII Región) argumentando que el 75% de las PTAS corresponde a lodos activados. Esta tecnología consiste en mezclar el agua residual con una masa heterogénea de microorganismos (lodo activado) en condiciones aeróbicas para lograr la reducción del contenido de materia orgánica (Ramalho, 1983; Metcalf y Eddy, 1995).

Analizando la ampliación de coberturas para el año 2011, se espera que al finalizar el año, en la octava región cerca del 94% de la población descargue sus efluentes a sistemas con tratamiento secundario de lodos activados, para eliminar materia orgánica (SISS, 2010).

Queda remanente entre un 6 y un 10% al que es necesario dar cobertura, y que se caracteriza por encontrarse en centros de baja densidad poblacional (menos de 2.000 habitantes) (INE, 2002), a los cuales debe sumarse las zonas rurales (definidas como zonas de tratamiento que producen menos de 3800 m³/d) (U.S. EPA, 1999), que en el caso de la zona centro sur del país se estiman en 750.000 habitantes.

En las zonas rurales desde el año 1964 se ha llevado a cabo el programa de Agua Potable Rural (APR) que ha logrado pasar de un 6% a un 98% la cobertura de población rural con acceso a agua potable. Actualmente estos sistemas no poseen tratamiento de las aguas servidas y es en este marco, donde son particularmente atractivas las denominadas “tecnologías naturales” donde se logra la eliminación de las sustancias contaminantes de las aguas servidas a través de mecanismos y procesos naturales, los cuales no requieren de energía externa ni de aditivos químicos (García y Corzo, 2008). Esta tecnología se caracteriza por su escasa necesidad de personal de mantenimiento, consumo energético reducido y baja producción de lodo (Moreno y col., 2003).

1.2. Sistemas naturales

Los sistemas naturales pueden clasificarse en: a) sistemas de tratamiento en el terreno donde la eliminación de sustancias contaminantes se consigue a través de los

procesos físicos, químicos y biológicos naturales desarrollados en un sistema planta-suelo-agua, como es el caso de los sistemas de riego superficial, o agua-suelo como el caso de sistemas de riego subsuperficial; b) métodos acuáticos en los que la acción principal de depuración se ejerce en la masa de agua, (principalmente el lagunaje), participando en el proceso en algunos casos plantas flotantes (principal aporte al tratamiento, la influencia de sus raíces) o emergentes (aporte de tallos y raíces), que sirven de soporte a la actividad microbológica asociada (Metcalf y Eddy, 1995).

Los sistemas de aplicación al terreno corresponden a las zanjas de infiltración, lechos filtrantes, pozos de infiltración, filtros de arena, lechos de turba, sistemas de infiltración lenta y rápida (Moreno, 2003).

1.2.1. Sistemas de lagunaje

Los sistemas de lagunaje consisten principalmente en almacenar el agua servida por un período de tiempo suficiente, de tal manera que de forma natural, se logre la depuración deseada (von Sperling, 2007). Existen básicamente tres tipos de sistemas: lagunas anaerobias, lagunas facultativas y lagunas de maduración.

1.2.2. Humedales artificiales

Otro sistema acuático importante son los sistemas de humedales. Los humedales artificiales, son sistemas de ingeniería que han sido diseñados y construidos para utilizar los procesos naturales que involucran vegetación, suelos, y ensamblajes microbianos, para tratar las aguas servidas (Vymazal, 2007). Al igual que otras tecnologías naturales los humedales son capaces de proporcionar beneficios adicionales que son particularmente atractivos en comunidades rurales. Estos beneficios son integración con el paisaje, ofreciendo hábitat para la vida silvestre, zonas verdes y recreación pasiva asociada con estanques, entre otros beneficios que no son ofrecidos por las estructuras de hormigón (Greenway, 2005; U.S. EPA, 1999).

Desde la década de 1990 los humedales artificiales han aumentado significativamente en número, debido al creciente aumento de precio de los combustibles fósiles y la preocupación por el cambio climático, lo que ha hecho atractiva esta tecnología “verde” de bajo consumo energético (Lee y col., 2009). El

requerimiento de energía eléctrica para estos sistemas es de un 0-56% del requerimiento necesario para un sistema de lodos activados (Austin y Nivala, 2009).

1.2.3. Clasificación de humedales artificiales

Los humedales artificiales, pueden clasificarse en 3 tipos: a) Humedales de flujo horizontal superficial (HFHS), que son humedales con áreas que presentan lámina de agua visible, similares a los humedales naturales; b) Humedal flujo horizontal subsuperficial (HFHSS), que típicamente emplean una cama de grava plantada con vegetación. En este caso, la lámina de agua es mantenida debajo del nivel de grava y fluye de forma horizontal desde la entrada a la salida; c) Humedal de flujo vertical (HFVSS), donde el agua es distribuida sobre la superficie de un lecho de grava o arena, plantado con vegetación de humedal, y el agua es tratada cuando percola a través del medio y las raíces de las plantas (Kadlec y Wallace, 2009).

Al usar humedales con medios de soporte (HFHSS y HFVSS) se tiene la ventaja de no exponer el agua servida durante el proceso de tratamiento, disminuyendo el riesgo asociado de exposición a agentes contaminantes por parte de la vida salvaje y los humanos. Otra ventaja respecto a los sistemas de HFHS, es la capacidad de trabajar bien en climas muy fríos, gracias al aislamiento térmico logrado en el medio de soporte (Kadlec y Wallace, 2009).

1.2.4. Plantas en humedales artificiales

Faulwetter y col. (2009) establecen que la adecuada estrategia de carga y la selección del tipo de planta, especialmente en humedales HFHSS, influyen en las condiciones redox, en el tratamiento y en el comportamiento típico estacional del crecimiento microbiano. Las macrófitas emergentes como *Phragmites spp.*, *Typha spp.*, *Scirpus spp.* y *Carex spp.*, han sido especies comúnmente usadas para tratamiento de aguas servidas (Vymazal, 2002; Brix y col., 2007; Kadlec y Wallace, 2009). De estas especies, se ha encontrado que *Scirpus spp.* y *Carex spp.* aún en condiciones invernales pueden alcanzar condiciones de eliminación para DQO superiores al 80%. Para este trabajo se ha planteado el uso de *Scirpus californicus* especie autóctona con presencia en los humedales de la octava región.

Scirpus californicus, pertenece a la familia de las *Cyperaceae*, crece en lugares húmedos en suelos con pH entre 5 y 9, tolera salinidades leves y se propaga mediante rizomas. Puede ser encontrado en todo el continente Americano, en las islas del Pacífico y en el oeste de India. Los tallos alcanzan alturas de hasta 3 m y pueden crecer en profundidades de hasta 0,9 m (USDA, 2007).

El rol principal que cumplen las plantas es la transferencia de oxígeno a su sistema radicular y transferencia a la rizosfera, promoviendo la formación de una capa aeróbica muy cerca de la superficie de la raíz de la macrófita (Stein y Hook, 2005). Otros beneficios que traen el uso de sistemas con plantas son: área superficial para crecimiento de biopelículas en las raíces, excreción de sustancias para detoxificar el medio y retención tanto de nutrientes como de sólidos suspendidos (Tanner, 2001; Kadlec y Wallace, 2009; Wallace y Knight, 2006).

1.3. Eliminación de contaminantes presentes en las aguas servidas

Los humedales artificiales son sistemas muy complejos que depuran las aguas mediante mecanismos físicos, químicos, y biológicos que pueden ocurrir al mismo tiempo o de forma secuencial, mientras el agua residual fluye a través del sistema.

Los dos mecanismos principales que trabajan en el abatimiento de contaminantes son: separación líquido/sólida y transformaciones. La separación incluye: separación por gravedad, filtración, absorción, adsorción, intercambio iónico, extracción, y la lixiviación. Transformaciones pueden ser químicas, incluyendo reacciones de oxidación/reducción, floculación, reacciones ácido/base, precipitación, o una serie de reacciones bioquímicas que ocurren en condiciones aeróbicas, anóxicas o anaeróbicas (U.S. EPA, 1999).

Para evaluar el abatimiento de contaminantes por parte de un humedal, tradicionalmente se miden parámetros de sólidos, como SST, materia orgánica, como DQO y DBO₅ y nutrientes medidos como PT y NT. Por otra parte la evaluación de calidad microbiológica se mide con coliformes totales.

1.3.1. Eliminación de sólidos

Principalmente en un sistema de humedales los sólidos suspendidos son eliminados mediante la sedimentación, debida a la baja velocidad de circulación del

agua, y en el tamizado que sucede a nivel de los espacios intersticiales del medio de soporte. Estos fenómenos se ven potenciados por las fuerzas de adhesión que ocurren entre los sólidos, y que tienden a promover la formación de floculos que al alcanzar un determinado tamaño sedimentan (Fernández y col., 2007).

En los humedales HFHSS la mayor parte de la eliminación de la materia en suspensión (70%) sucede cerca de la zona de entrada, y su concentración va disminuyendo de forma aproximadamente exponencial a lo largo del lecho hasta alcanzar remociones cercanas al 90%, mientras que en los humedales HFVSS la retención de la materia en suspensión ocurre en el primer tercio del medio granular, y su concentración disminuye de forma similar a como ocurre en los horizontales pero en sentido vertical (García y Corzo, 2008).

El rendimiento de eliminación de SST tanto en sistemas horizontales como en verticales suelen alcanzar valores superiores al 90% de eliminación (Vymazal 2005; Vymazal 2007; Weedon, 2003).

1.3.2. Eliminación de materia orgánica

La eliminación de la materia orgánica en los humedales es el resultado de la interacción de numerosos procesos físicos, químicos y biológicos que suceden de forma simultánea.

La materia orgánica se divide en particulada y disuelta. La materia orgánica particulada es retenida por filtración, cerca de la entrada en humedales horizontales y cerca de la superficie en humedales verticales, y al igual como son eliminados los sólidos suspendidos, también ocurren procesos de sedimentación y floculación (Aguirre, 2004; Fernández y col., 2007; García y Corzo, 2008).

La materia orgánica disuelta es degradada por los microorganismos y dependiendo de la disponibilidad de oxígeno, distintos tipos de microorganismos intervienen (Fernández y col., 2007), y ocurren reacciones de oxido-reducción, hidrólisis y fotólisis a fin de poder extraer energía de estos compuesto o utilizarlos como materias primas para la síntesis de diferentes productos o biomasa (U.S. EPA, 1999).

Los microorganismos aeróbicos requieren oxígeno disuelto como aceptor de electrones para desarrollarse, y son muy eficientes en la transformación de la materia

orgánica en compuestos minerales, gases, y biomasa microbiana, por ello, las condiciones aeróbicas son más adecuadas para reducir la contaminación por materia orgánica, que las anaeróbicas. Tal como se observa en la Ecuación 1 por cada mol de materia orgánica consumida ($C_{18}H_{19}O_9N$), se producen 1,74 moles de biomasa microbiana ($C_5H_7NO_2$). Los microorganismos anaeróbicos utilizan compuestos diferentes al oxígeno como aceptores de electrones, por ejemplo, nitratos, carbonatos o sulfatos, dando lugar a compuestos reducidos del tipo de óxidos de nitrógeno, nitrógeno gas, azufre, tiosulfato. Estas reacciones son menos eficientes que las que ocurren en ambientes aerobios, y para que la reducción de la contaminación orgánica sea significativa tiene que liberarse metano o hidrógeno (Fernández y col., 2007).



El requerimiento de oxígeno para la degradación aeróbica de la materia orgánica está en el rango de los 2 a 4 g/m²d para HFHSS (Kadlec y Wallace, 2009), y la aplicación de éstos para tratar las aguas servidas, han llegado a alcanzar eliminaciones de materia orgánica con valores de hasta un 80% para la DBO₅ y de un 75% para la DQO (Vymazal, 2005).

1.3.3. Eliminación de nitrógeno

La eliminación de nitrógeno de las aguas servidas es importante, debido a que los compuestos nitrogenados tienen un rol fundamental en la eutrofización, además de presentar toxicidad para invertebrados acuáticos y algunas especies de vertebrados (Kadlec y Wallace, 2009).

El nitrógeno puede ser encontrado en la naturaleza de 2 formas básicas: nitrógeno inorgánico y orgánico (Reddy y DeLaune, 2008). El nitrógeno orgánico posee una variedad de compuestos incluyendo aminoácidos, urea y ácido úrico, y ácidos nucleicos (Kadlec y Wallace, 2009). Está asociado a la materia en suspensión presente en el agua residual, por tanto, se elimina en gran parte por retención de esta (Aguirre, 2004).

El nitrógeno inorgánico puede ser encontrado como: amonio (NH_4^+), nitrógeno gas (N_2), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N_2O) (Reddy y DeLaune, 2008).

El ciclo del nitrógeno dentro de un humedal es complejo, pero básicamente se observan procesos de fijación del N_2 por bacterias a los suelos, incorporación por bacterias, asimilación por las plantas y microorganismos, amonificación (nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco (NH_3)), volatilización (NH_4^+ en fase líquida pasa a fase gaseosa), nitrificación (paso de NH_4^+ a NO_3^-) y desnitrificación (paso de NO_3^- a N_2).

El proceso de fijación del N_2 ocurre tanto en los sedimentos, como en la rizosfera y sobre la superficie de hojas y tallos, en condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Esta reacción implica la reducción de N_2 a dos moléculas de NH_3 , catalizada por la enzima nitrogenasa, como puede observarse en la siguiente ecuación:



Los microorganismos que son capaces de fijar el N_2 son los denominados diazótrofos, y dentro de ellos podemos encontrar 3 grupos: bacterias gram negativas de vida libre en el suelo, de géneros como *Azotobacter* y *Klebsiella*; bacterias simbióticas de algunas plantas, por ejemplo del género *Rhizobium* y cianobacterias de vida libre o simbiótica. Estas últimas son las principales encargadas de la fijación biológica del N_2 (Reddy y DeLaune, 2008)

La fijación del N_2 en los suelos es mayor bajo condiciones anaeróbicas que aeróbicas (Buresh y col., 1980), y por esto se ve favorecida con potenciales de reducción (POR) de -200 a -250 mV y con pH cercanos a 7 (Reddy y DeLaune, 2008). Los rangos de fijación de N_2 se encuentran entre $0,1$ a 16 $\text{mgN/m}^2\text{d}$ (Howarth y col., 1988).

El proceso de asimilación de nitrógeno por las plantas consiste en la captación de formas inorgánicas del nitrógeno (principalmente NH_4^+ , y NO_3^-), para formar compuestos orgánicos nitrogenados estructurales de la planta. Como el NH_4^+ es más reducido energéticamente que el NO_3^- , este es mayormente utilizado por las plantas (Kadlec y Knight, 1996). El contenido de nitrógeno en el tejido de la planta es variable y

depende de la edad de la planta, la disponibilidad de nitrógeno, la capacidad genética de las plantas para asimilar el nitrógeno, el tipo de suelo y las condiciones ambientales (Gusewell y Koerselman, 2002). El contenido de N en las plantas están en el rango de los 5 a 27 gN/kg dependiendo del tipo de planta del humedal (Reddy y DeLaune, 2008).

También ocurre asimilación por los microorganismos que utilizan formas orgánicas e inorgánicas de nitrógeno para el crecimiento celular (Reddy y DeLaune, 2008)

La amonificación, también denominada hidrólisis o mineralización del nitrógeno orgánico, es el proceso donde el nitrógeno orgánico es convertido biológicamente en NH_4^+ (Vymazal, 2007). Este proceso está unido a la actividad catabólica de los organismos heterótrofos, que utilizan los compuestos nitrogenados orgánicos como fuente de energía, y a la descomposición de la materia orgánica ya que gran parte del nitrógeno en los suelos está unido a moléculas de carbono, así que al descomponerse la materia orgánica, el nitrógeno orgánico se mineraliza y es liberado como NH_4^+ (Reddy y DeLaune, 2008).

La volatilización del NH_4^+ se define como el proceso fisicoquímico donde el NH_4^+ está en equilibrio con su forma no ionizada (NH_3) tal como se observa en la siguiente ecuación:

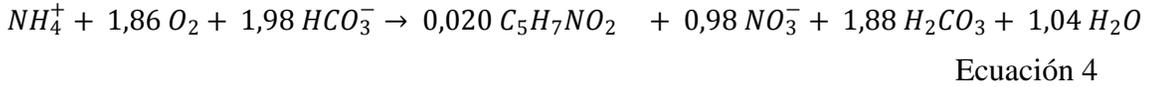


El equilibrio entre estas dos formas es regulado por el pH de la solución en que están presentes, ya que en condiciones alcalinas prevalecerá la forma no ionizada. Además, también puede ser regulado por la concentración de NH_4^+ , la temperatura y la densidad de las plantas (Reddy y DeLaune, 2008).

La volatilización de NH_4^+ puede alcanzar eliminaciones de nitrógeno de hasta 2,2 gN/m²d. (Stowell y col., 1981).

La nitrificación puede definirse como la oxidación biológica de NH_4^+ a NO_3^- con NO_2^- , como intermediario en la reacción (Vymazal y Kröpfelová, 2008) y esta es realizada por bacterias autótrofas aeróbicas que aprovechan el poder reductor del amonio (García y Corzo, 2008).

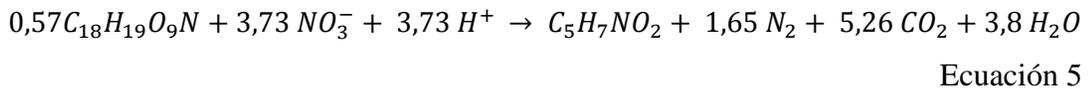
El requerimiento de oxígeno es de 4,3 mgO₂ por mg de nitrógeno (Kadlec y Wallace, 2009) y la reacción viene dada por la siguiente ecuación:



La reacción es realizada por bacterias del género *Nitrosomas*, *Nitrosococcus* y *Nitrobacter*. (Vymazal 2007). El NO₂⁻ no es químicamente estable por lo que predomina la concentración de NO₃⁻ en humedales. En las aguas servidas el nitrógeno se encuentra principalmente como NH₄⁺ por lo que la nitrificación es una vía para su eliminación.

En sistemas de HFHSS, la transferencia de oxígeno es baja y hay pocas zonas aeróbicas, por lo que la nitrificación no es destacable, mientras que en los humedales HFVSS se obtienen muy buenos rendimientos de conversión del amonio a nitrato de hasta un 90 %, dado el carácter aeróbico de gran parte del lecho (Weedon, 2003; García y Corzo, 2008).

El nitrato puede servir como un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas, pero en exceso, lleva a la eutrofización de las aguas superficiales, es por esto que para poder ser descargada el agua servida, es necesario transformar el NO₃⁻ en N₂. Esto se realiza mediante la desnitrificación que permite eliminar el NO₃⁻ formado previamente por la nitrificación y convertirlo en N₂. La reacción de la desnitrificación viene dada por la siguiente ecuación:



Esta reacción sólo ocurre en condiciones de anoxia y en presencia de materia orgánica, ya que es realizada por bacterias heterotróficas, como por ejemplo bacterias del género *Bacillus*, *Micrococcus* y *Pseudomonas* (Vymazal, 2007). El requerimiento es de 3,02 g de materia orgánica por gramo de nitrato (Kadlec y Wallace, 2009). Por esta razón los humedales HFVSS tienen dificultades para eliminar el nitrato formado, mientras que los humedales HFHSS presentan las zonas exentas de oxígeno donde puede llevarse a cabo la desnitrificación (García y Corzo, 2008). Tal como se observa en

la Ecuación 4 y Ecuación 5, tanto la nitrificación como la desnitrificación hay formación de nueva biomasa bacteriana ($C_5H_7NO_2$).

En cuanto a los nutrientes, el porcentaje de eliminación de NT en sistemas de HFHSS oscila entre un 40 y 50% (Brix y col., 2007; Vymazal, 2007). Esta baja eliminación de nutrientes, para el caso del nitrógeno se debe a que los HFHSS son sistemas que no poseen condiciones óxicas necesarias para la nitrificación, lo que conlleva eliminaciones de NH_4^+ cercanas al 40% (Vymazal, 2007).

Para mejorar la capacidad de eliminación de NT en humedales, se ha planteado el uso de sistemas híbridos, donde se combinan humedales HFVSS que ofrecen condiciones aerobias, y humedales HFHSS que ofrecen condiciones anóxicas. Esta combinación ha demostrado tener niveles de eliminación de amonio (NH_4^+) de hasta un 80% (Vymazal, 2005). Con esta combinación se mantiene los porcentajes de eliminación de materia orgánica (80% de DBO_5 y 75 % de DQO) (Vymazal, 2007).

1.3.4. Eliminación de fósforo

En cuanto al fósforo, este puede ser encontrado en los humedales de la forma de fosfatos (PO_4^{-3}), (Fernández y col., 2007) y su eliminación puede ser mediante métodos de adsorción, precipitación, retención por parte de plantas y microorganismos, filtración y sedimentación (Vymazal, 2007). De estos procesos, los tres primeros son los más destacados. Sin embargo, son susceptibles de producir una saturación del medio.

En general el potencial de eliminación de fósforo en los humedales artificiales es limitado y está estrechamente asociado con las propiedades fisicoquímicas e hidrológicas de los medios de soporte, ya que el fósforo es principalmente eliminado por precipitación o adsorción (Faulkner y Richardson, 1989; Kadlec y Knight, 1996; Sakadevan y Bavor, 1998; Vymazal y col., 2000).

La precipitación del fósforo ocurre al reaccionar este con cationes metálicos generando sólidos cristalinos. Estas reacciones ocurren a altas concentraciones de PO_4^{-3} , o de los cationes (Rhue y Harris, 1999).

La adsorción consiste en un proceso fisicoquímico de separación, por el cual, moléculas de una fase fluida difunden desde dicha fase hacia la superficie de un sólido adsorbente, donde quedan adheridas en la superficie del mismo. Según Luna (2004) la

eliminación de fósforo en un humedal correspondería, en un 90 % a la adsorción que ocurre en el medio filtrante. Es por esto que, es fundamental seleccionar un medio de soporte con gran capacidad de adsorción. Medios de soporte especiales han sido empleados en humedales HFHSS y han mostrado aumentar las eficiencias de eliminación hasta un 30% más, en comparación con humedales que utilizan grava como medio de soporte que alcanzan eficiencias cercanas al 40% (Vymazal, 2007; Stefanakis y col., 2009).

1.3.5. Medios especiales

Dentro de estos medios de soporte especiales, que poseen alta capacidad de adsorción, los más empleados son el carbón activado, la alúmina activada, hidróxido férrico granular (GFH) y biomateriales (Asano, 2007; Wang y Peng, 2010). Dentro de los material adsorbentes que presentan un menor tamaño de poro (< 2 nm) se encuentra la zeolita, que es un mineral de origen volcánico constituido fundamentalmente por aluminosilicatos (Karapinar, 2009). Además, posee una elevada porosidad, lo que le confiere una mayor área específica (entre 200-300 m²/g) (Andrés, 2010), favoreciendo la formación de agregados bacterianos.

El uso de la zeolita natural para aplicaciones de medio ambiente está adquiriendo gran interés en la investigación, principalmente debido a sus propiedades y significativa presencia en todo el mundo. Aplicación de las zeolitas naturales al tratamiento de aguas servidas se ha realizado y sigue siendo una técnica prometedora en los procesos de limpieza del medio ambiente (Widiastuti y col., 2007; Wang y Pen, 2010).

Las zeolitas naturales pueden ser tratadas y modificadas con el fin de mejorar su capacidad de atrapar componentes de las aguas servidas. Los tratamiento acido-base, intercambio iónico, o modificaciones con surfactantes se emplean comúnmente para cambiar las propiedades hidrófilas/hidrofobas para lograr la adsorción de otros iones o sustancias orgánicas. A estas se les denomina zeolitas sintéticas que poseen capacidades de adsorción mucho más elevadas y específicas que las zeolitas naturales, pero con un mayor costo asociado. (Wididastuti y col., 2007; Wang y Pen, 2010).

En el caso de su aplicación en la depuración de aguas servidas, concretamente en la eliminación de fósforo, estudios han alcanzado eficiencias de eliminación superiores

al 70% (Stefanakis y col., 2009). Drizo y col. (1999) indica que generalmente la zeolita tiene una capacidad máxima de adsorción de fósforo de 0,462 gP/kg-material. Andrés (2010), para una etapa inicial de funcionamiento de sistemas híbridos de humedales artificiales, encontró que al utilizar zeolita como medio de soporte, se puede alcanzar una eficiencia de eliminación fósforo cercana al 99%, pero al ser solo en una etapa preliminar, se espera que con el paso del tiempo las eficiencias de eliminación se reduzcan a un 80-90%.

1.3.6. Reutilización de medios de soporte

Al igual que los lodos provenientes de los sistemas convencionales de tratamiento de aguas servidas, pueden ser reutilizados como enmienda en suelos, la reutilización de los medios de soporte empleados para la retención de nutrientes de las aguas servidas, específicamente fósforo, son actualmente objeto de estudio. Cucarella (2007) encontró que el reúso de ciertos medios de soporte artificiales que captan fósforo incrementaba el crecimiento de cebada y otros pastos en experimentos en macetas, pero que era muy sensible al pH del suelo y que poseían un potencial limitado.

La zeolita ha sido utilizada en agricultura para ayudar con la retención de agua en el suelo y junto a fertilizantes orgánicos e inorgánicos para lograr una liberación más lenta de los nutrientes (Ahmed y col., 2010), por lo que su reutilización, luego de emplearse para captar nutrientes de las aguas servidas, es una alternativa para estudio.

1.3.7. Influencia de la aireación en la eliminación de contaminantes

El oxígeno disponible es un factor importante en la degradación bioquímica de la materia orgánica y en la transformación de amonio, ya que son procesos donde el oxígeno es limitante (U.S. EPA, 1999; Zhang y col., 2010).

Generalmente la aireación en los sistemas de humedales se produce por 3 métodos: aireación superficial, fotosíntesis y transferencia de oxígeno de las plantas (U.S. EPA, 1999), pero si se busca obtener mejores porcentajes de eliminación de contaminantes, la combinación de plantas y aireación artificial en los humedales ha incrementado en un 5,6% la eliminación de DBO₅ y un 13,1% la eliminación de NT, comparando con unidades con plantas pero sin aireación externa (Zhang y col., 2010). Esto se puede observar principalmente en los meses de invierno donde la aireación

estimula la actividad heterotrófica bacteriana sin reducir la desnitrificación (Ouellet-Plamondon y col., 2006). En este trabajo, la aireación es utilizada específicamente en los HFVSS como un apoyo a las condiciones óxicas que estos presentan.

Otro beneficio que se puede observar al utilizar aireación en los sistemas es la reducción en la acumulación de sólidos incrementando la degradación y previniendo el taponamiento o clogging dentro del humedal (Chazarenc y col., 2009). Por lo anteriormente descrito, esta tesis plantea el uso de combinar procesos biológicos (aeróbicos y anóxicos) y medios de soporte especiales (zeolita natural) en una sistema híbrido de humedales artificiales, para lograr la eliminación de sólidos suspendidos, materia orgánica (medida como DBO_5 y DQO) y nutrientes (nitrógeno y fósforo) de las aguas servidas, generadas en núcleos humanos de baja densidad poblacional de la región. Además esta tesis analiza la posibilidad de reutilizar la zeolita utilizada para depurar las aguas servidas, como fertilizante.

Tomando como base la necesidad de generar alternativas para el tratamiento de los efluentes producidos por los núcleos humanos de baja densidad poblacional (menos de 2.000 habitantes) y aumentar la eliminación de materia orgánica y nutrientes, se propone la siguiente hipótesis de trabajo:

El uso de zeolita natural como medio de soporte en sistemas híbridos de humedales artificiales que se emplean para la depuración de aguas servidas, presenta mayores eficiencias de eliminación de materia orgánica y nutrientes, que un sistema que utiliza grava como medio de soporte.

Para validar esta hipótesis se plantea el siguiente objetivo general: Evaluar el uso de zeolita y grava como medio de soporte en sistemas híbridos de humedales artificiales para eliminar materia orgánica y nutrientes presentes en aguas servidas. Y los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar el comportamiento evolutivo de eliminación de materia orgánica y nutrientes en un sistema híbrido de humedales artificiales que emplea grava o zeolita como medio de soporte.
2. Determinar el crecimiento evolutivo de *Scirpus californicus* para cada uno de los humedales artificiales implementados.

3. Comparar estadísticamente la eliminación de materia orgánica y nutrientes en sistemas híbridos de humedales que emplean diferentes medios de soporte.

4. Analizar la capacidad de reutilización como fertilizante, de zeolita que ha sido empleada como medio de soporte en sistemas híbridos de humedales artificiales para tratar las aguas servidas.

2. METODOLOGÍA

2.1. Obtención del influente

El influente fue obtenido de la planta de tratamiento de aguas servidas ubicada en la comuna de Hualqui operada por Essbio. El agua servida extraída correspondió a la salida del proceso de cribado de 20 mm. El influente fue almacenado en bidones de 20 litros y llevados al centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile donde se mantuvieron en cámara fría a temperatura de 1°C hasta su uso.

2.2. Caracterización del sistema híbrido de humedales artificiales

2.2.1. Caracterización física de los humedales artificiales

El sistema a escala laboratorio consistió de 4 humedales con un área superficial de 0,06 m² y un volumen total de 12 L cada uno. La Figura 1 muestra las dimensiones de cada uno de los humedales.

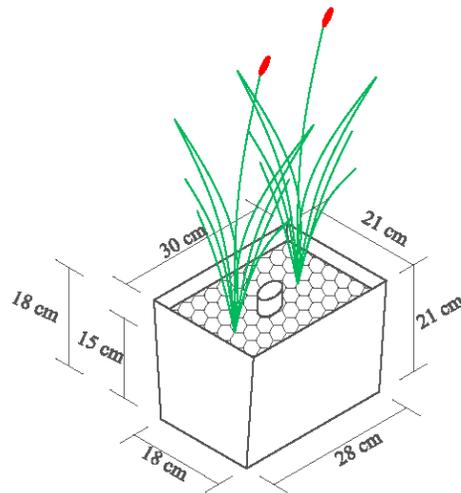


Figura 1: Dimensión de los humedales.

El sistema se dividió en 2 líneas, una de las líneas de tratamiento, utilizo grava como medio de soporte con un tamaño medio de partícula de 3/4” a 1”, mientras la otra línea, empleo como medio de soporte zeolita natural con tamaños máximos de hasta 1/2”. La zeolita empleada fue obtenida del yacimiento Serrín V en Parral (Chile). Posee un 92% de fases zeolíticas, con un 27,93% de Clinoptilolita y 63,99% de Mordenita, y

un diámetro promedio de poro (BJH) de 0,59 nm, que generan un volumen total de poros de 0,37 cm³/g (Andrés, 2010).

Cada una de las 4 celdas contó con dos individuos de plantas *Scirpus californicus* traídas de la laguna grande de San Pedro, y además cada humedal presenta en el centro un tubo muestreador perforado, junto con cilindro de malla plástica con material de soporte retenido (Figura 2).



Figura 2: Cilindro con material de soporte retenido (izquierda) e interior del tubo muestreador (derecha).

2.2.2. Operación de los humedales

El sistema de humedales contó con dos líneas alimentadas por agua servida, y cada una de las líneas, presentó un sistema híbrido de humedales artificiales de tipo subsuperficial, dividido en dos etapas de tratamiento. La Figura 3 presenta el diseño general del experimento con los puntos de muestreo. La primera etapa correspondió a un sistema con oxigenación que simulaba las condiciones de un humedal de flujo vertical subsuperficial (HFVSS), mientras la segunda etapa, (sin oxigenación externa) simulaba las condiciones de un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial (HFHSS).

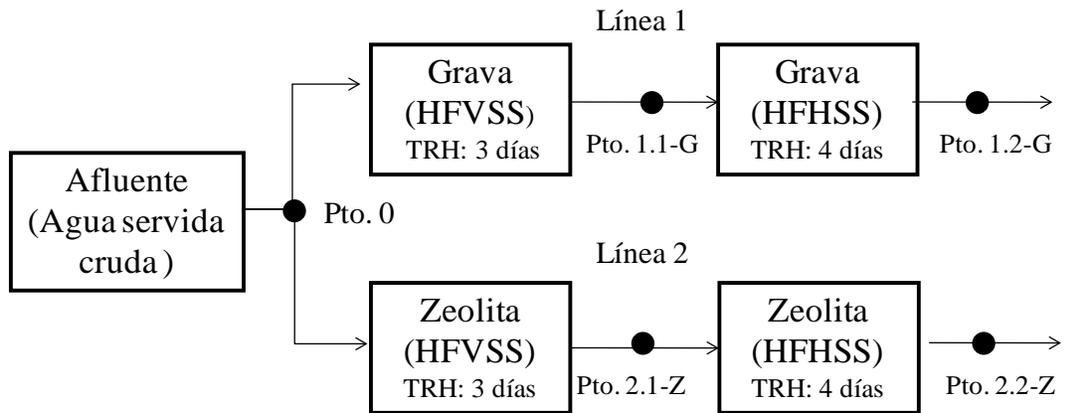


Figura 3: Diseño del sistema híbrido de humedales artificiales.

El sistema fue alimentado semanalmente. Primero el agua fue descargada directamente de los bidones con el influente a los HFVSS. La cantidad de agua servida fue hasta alcanzar una altura de 15 cm de forma que la superficie del material de soporte esté 3 cm por encima del nivel del fluido, y operen con un régimen de flujo subsuperficial.

Pasados 3 días, el humedal de HFVSS fue vaciado mediante el uso de sifón (Figura 4), el cual fue introducido en el tubo muestreador, y luego fue descargado a los HFHSS donde fue retenida por un tiempo de 4 días, para finalmente ser descargada al alcantarillado.



Figura 4: Vaciado de los humedales mediante un sifón.

La operación se dividió en 4 etapas según la estrategia de aireación de los HFVSS. La etapa I corresponde a aireación las 24 horas del día (140 días), la etapa II con una aireación de 1 hora al día (98 días), la etapa III con aireación de 4 horas al día (196 días), y finalmente la etapa IV sin aireación externa (70 días). La etapa IV se realizó para poder determinar la influencia del oxígeno en el tratamiento del agua servida.

2.2.3. Monitoreo de los humedales

Se realizó toma de muestras a la salida de cada uno de los humedales (Ptos. 1.1-G, 1.2-G, 2.1-Z y 2.2-Z) (Figura 3) y del influente (Pto. 0) semanalmente desde Julio de 2010 hasta Octubre del 2011. Todas las muestras fueron filtradas por membranas Wathman de 0,45 μm de tamaño de poro y almacenadas en refrigerador a 6°C para su posterior análisis dentro de la semana.

También se hizo seguimiento de la temperatura, pH, POR y oxígeno disuelto (OD) de cada humedal, 3 veces por semana, mediante un multiparamétrico portátil OAKTON (PC650-480485), y medidor de oxígeno disuelto portátil (Hanna oxi 330i/set HI 9146-04) que fueron introducidos mediante el tubo muestreador que estaba inserto en la parte central de cada una de las celdas.

2.2.4. Evolución de las plantas

Quincenalmente se contó el número de tallos de cada una de las plantas, y cada 3 meses se realizó una determinación de la biomasa total mediante el corte de las plantas hasta una altura de 50 cm. Lo cortado se agrupó por planta, fue pesado y luego introducido a una estufa a 75° C durante 24 horas, tiempo necesario para alcanzar peso constante (Keddy y col., 1994; Singh y Agrawal, 2010; Yang y col., 2010).

Para determinar la influencia de las plantas en la depuración de las aguas servidas, se realizó análisis proximal (contenido de nitrógeno y fósforo (N-P)) a la zona foliar y radicular, dos veces durante el experimento en el Instituto de Investigación Agropecuaria (INIA) Quilamapu, ubicado en la ciudad de Chillán. La toma de muestra y envío fue realizado siguiendo los protocolos indicados por el INIA.

2.3. Métodos analíticos

2.3.1. Parámetros físico-químicos

Para la caracterización de los influentes y efluentes se determinaron los siguientes parámetros: DQO, DBO₅, SST, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄⁻³, NT y PT. Todos los parámetros se midieron semanalmente, excepto la DBO₅ y SST, que fueron medidos quincenalmente, y el NT y PT que fueron medidos mensualmente.

La DBO₅ fue medida por la metodología Winkler luego de 5 días de incubación a 20°C. La DQO se determinó espectroscópicamente (660 nm) mediante el equipo (Spectronic unicam-Genesis 10 UV), después de 2 horas de digestión a temperatura de 150°C. El contenido de NH₄⁺ fue determinado mediante la reacción del NH₄⁺, hipoclorito y fenol catalizado por el nitroprusiato de sodio y medido espectroscópicamente (640 nm). El NO₃⁻ fue determinado mediante reducción de NO₃⁻ a NO₂ en presencia de cadmio y medido espectroscópicamente (540 nm), y el PO₄⁻³ mediante el método del fósforo total modificado para determinar PO₄⁻³ y medido espectroscópicamente (890 nm). Todas estas técnicas según los protocolos descritos en Standar methods (APHA, 1998). El NT y PT fueron medidos por Kits Merck Spectroquant –Nova 60.

2.3.2. Actividad de la biomasa

La actividad de la biomasa se midió a través de análisis respirométrico que consiste en medir en forma continua en un sistema cerrado el consumo de oxígeno por parte de una población de microorganismos.

Para la obtención de la muestra, se utilizó el medio de soporte retenido en el cilindro central (Figura 2), luego fueron resuspendidos a una relación de 120 g de medio de soporte y 100 ml de buffer fosfato (Caselles-Osorio y col, 2007), para luego ser sonicados por 3 min (Morató y col., 2005).

La biomasa obtenida fue lavada 3 veces con buffer fosfato, con la finalidad de eliminar el posible contenido de compuestos, que lleven a un valor erróneo de la actividad de la biomasa, y luego fue aireada por 30 minutos de tal forma de mantener una concentración de oxígeno de a lo menos 7-8 mg O₂/L.

La realización del análisis respirométrico se basó en el protocolo publicado de Mosquera y col., (2005), modificada a 20°C y con mediciones cada 15 segundos.

2.4. Análisis estadístico

El análisis estadístico contempló la evaluación de los efluentes (Ptos. 1.1-G, 1.2-G, 2.1-Z y 2.2-Z). Primero se realiza la prueba de normalidad, agrupando los datos según parámetro para determinar las pruebas estadísticas de comparación.

Para comparar el aporte del humedal HFHSS versus el HFVSS: a) si los datos presentan una distribución normal, se realizó Test t-pareado; b) si los datos no presentan una distribución normal, se realizó Test de Wilcoxon.

Para comparar los efluentes del humedal HFVSS y HFHSS entre las líneas de tratamiento: a) si los datos presentan una distribución normal, se realizó Test t-pareado; b) si los datos no presentan una distribución normal, se realizó Test de Wilcoxon.

Para comparar la influencia de la aireación en las diferentes etapas: a) si los datos presentan una distribución normal, se realizó Test ANOVA; b) si los datos no presentan una distribución normal, se realizó Test de Kruskal Wallis.

Para todas las pruebas estadísticas se utilizó un nivel de significancia de 0,05. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa INFOSTAT (Di Rienzo y col., 2011).

2.5. Reutilización del medio de soporte

2.5.1. Ensayo capacidad de desorción de zeolita natural empleada como medio de soporte en humedal artificial

Se extrajo 100 g de zeolita desde el humedal HFVSS al día 564 de operación (12 de septiembre del 2011) y esta fue depositada en 2 matraces erlenmeyer junto a 100 ml de agua destilada, los cuales fueron agitados a 100 rpm y a 20°C por 30 horas (Andrés, 2010), junto a un matraz con 50 g de zeolita natural y 100 ml de agua destilada (blanco) (Figura 5).

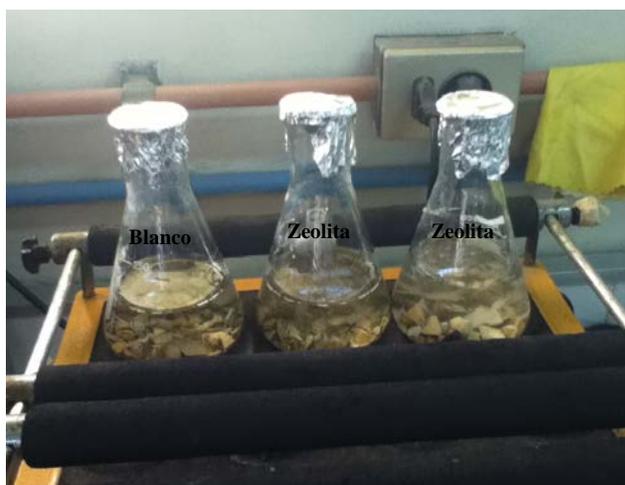


Figura 5: Ensayo desorción: blanco (zeolita natural) y los 2 matraces con zeolita de los humedales.

Cada hora se extrajeron muestras y fue medido el contenido de PO_4^{-3} mediante el método del fósforo total modificado para determinar PO_4^{-3} (APHA, 1998).

Una vez alcanzado el estado estacionario en los ensayos, es decir cuando la concentración de fósforo en la disolución permanece constante en el tiempo, se modelaron las isotermas de adsorción, para posteriormente, obtener los parámetros de estas isotermas que describan el equilibrio de desorción.

Se realizó un balance de materia considerando las concentraciones inicial y final, o de equilibrio, (C_{eq} , mg/L) de PO_4^{-3} alcanzadas, para poder determinar la cantidad de PO_4^{-3} desorbida por el material (S , mg de P/g material). A continuación, se graficaron estos valores y se empleó el modelo de Langmuir para modelar las isotermas obtenidas.

A partir de la expresión de la isoterma de Langmuir linealizada (Ecuación 6), se graficó $1/S$ vs. $1/C_{eq}$, se obtuvo una línea recta, de la cual, a partir de la ordenada en el origen ($1/S_{max}$) y la pendiente ($1/(S_{max} \cdot K_L)$), se estableció el valor de los parámetros K_L y S_{max} , siendo este último la máxima concentración de PO_4^{-3} que se puede obtener por desorción.

$$S = S_{max} \cdot [(K_L \cdot C_{eq}) / (1 + K_L \cdot C_{eq})] \quad \text{Ecuación 6}$$

2.5.2. Ensayo reutilización como fertilizante de zeolita natural utilizada como medio de soporte en humedal artificial

De acuerdo a los experimentos realizados por Cucarella (2009), seis macetas fueron llenados con suelo obtenido del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile (zona de Concepción), previamente secado y tamizado siguiendo los protocolos de Sadzawka y col., (2006).

Las primeros 2 macetas fueron los blancos del experimento por lo que no recibieron fósforo de forma externa. Dos macetas más recibieron zeolita a fin de alcanzar una concentración de 20 kg P/hectárea (basados en los resultados de la máxima capacidad de desorción de fósforo), que es el requerimiento teórico que necesita la ballica para su crecimiento cuando se emplean suelos de la zona de Concepción. Las últimos 2 macetas, recibieron la misma concentración de fósforo que los 2 anteriores, pero mediante el uso de fertilizante comercial. Una muestra de cada maceta fue enviada al INIA Quilamapu para medir la fertilidad base y así obtener las condiciones de inicio de experimentación.

A todas las macetas se sembraron con 0,9 gramos de semillas de *Lolium perenne*, comúnmente llamada ballica para así tener aproximadamente 20 semillas por maceta (Cucarella, 2009). Las condiciones de crecimiento fueron en invernadero con temperaturas entre 15-20 °C y con humedad en las macetas entre 30-35% (Cucarella, 2009).

Al día 60 de experimentación, se cortaron las plantas y al 50% se les determinó biomasa mediante secado en estufa a 75°C por 24 horas (Keddy y col., 1994; Singh y Agrawal, 2010; Yang y col., 2010), y al otro 50% se les realizó análisis proximal (N-P) en el INIA Quilamapu . Paralelamente se realizó nuevamente un análisis de fertilidad del suelo en el INIA Quilamapu para realizar balance nutricional.

La toma de muestra y envío fue realizado siguiendo los protocolos indicados por el INIA.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterización fisicoquímica del influente

La Tabla 1 resume la caracterización del influente traído de la planta de tratamiento de aguas servida de Hualqui. Se puede observar la variabilidad (desviación estándar de hasta un 60% con respecto de la media) del agua servida especialmente para la materia orgánica (DQO y DBO₅) y los SST.

Tabla 1. Caracterización físico-química del influente.

| Parámetro | Unidad | Promedio | Rango |
|-------------------------------|--------|-----------------|-----------------|
| pH | - | 7,61 ± 0,48 | 7,00 - 8,60 |
| Potencial de oxido-reducción | mV | -87,60 ± 101,59 | -233,30 - 80,80 |
| DBO ₅ | mg/L | 138,00 ± 70,00 | 24,00 - 276,00 |
| DQO | mg/L | 336,04 ± 117,39 | 80,79 - 769,70 |
| SST | mg/L | 252,03 ± 152,20 | 40,00 - 696,60 |
| PO ₄ ⁻³ | mg/L | 12,92 ± 2,70 | 4,78 - 20,27 |
| NH ₄ ⁺ | mg/L | 85,82 ± 41,08 | 25,30 - 163,09 |
| NO ₃ ⁻ | mg/L | 1,58 ± 1,32 | 0,03 - 5,73 |
| Nitrógeno Total | mg/L | 90,58 ± 15,21 | 30,00 - 125,00 |
| Fósforo Total | mg/L | 15,21 ± 2,37 | 12,20 - 19,40 |

3.2. Comportamiento de la operación de los humedales

A continuación se entregan los resultados relacionados al comportamiento de los humedales en el tratamiento de las aguas servidas. Se presentan las concentraciones de salida y sus respectivas eficiencias de eliminación, en cuanto a materia orgánica y nutrientes, y parámetros globales monitoreados en el tiempo.

Los resultados se dividen en 4 etapas según la estrategia de aireación de los humedales de flujo vertical (HFVSS).

3.2.1. Eliminación de materia orgánica y sólidos

La Figura 6. a) muestra las concentraciones de los efluentes en cuanto a la DBO₅ en la línea de grava y las eficiencias de eliminación observadas en cada una de las

etapas. No se observaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los efluentes y todas las etapas estuvieron sobre el 70% de eliminación.

La Figura 6 b) muestra los mismos resultados para la línea de zeolita, donde también se encuentran eliminaciones sobre el 70% y no se observan diferencias significativas ($p > 0,05$) entre las cuatro etapas.

De los humedales, los HFVSS en ambas líneas realizan la mayor eliminación, alcanzando eficiencias de eliminación superiores hasta de 80% respecto de los HFHSS. La etapa IV presenta un aumento en la concentración de DBO_5 en los HFHSS, sin embargo mantiene eficiencias de eliminación cercanas al 80%. Al comparar ambas líneas no se observan diferencias significativas ($p > 0,05$).

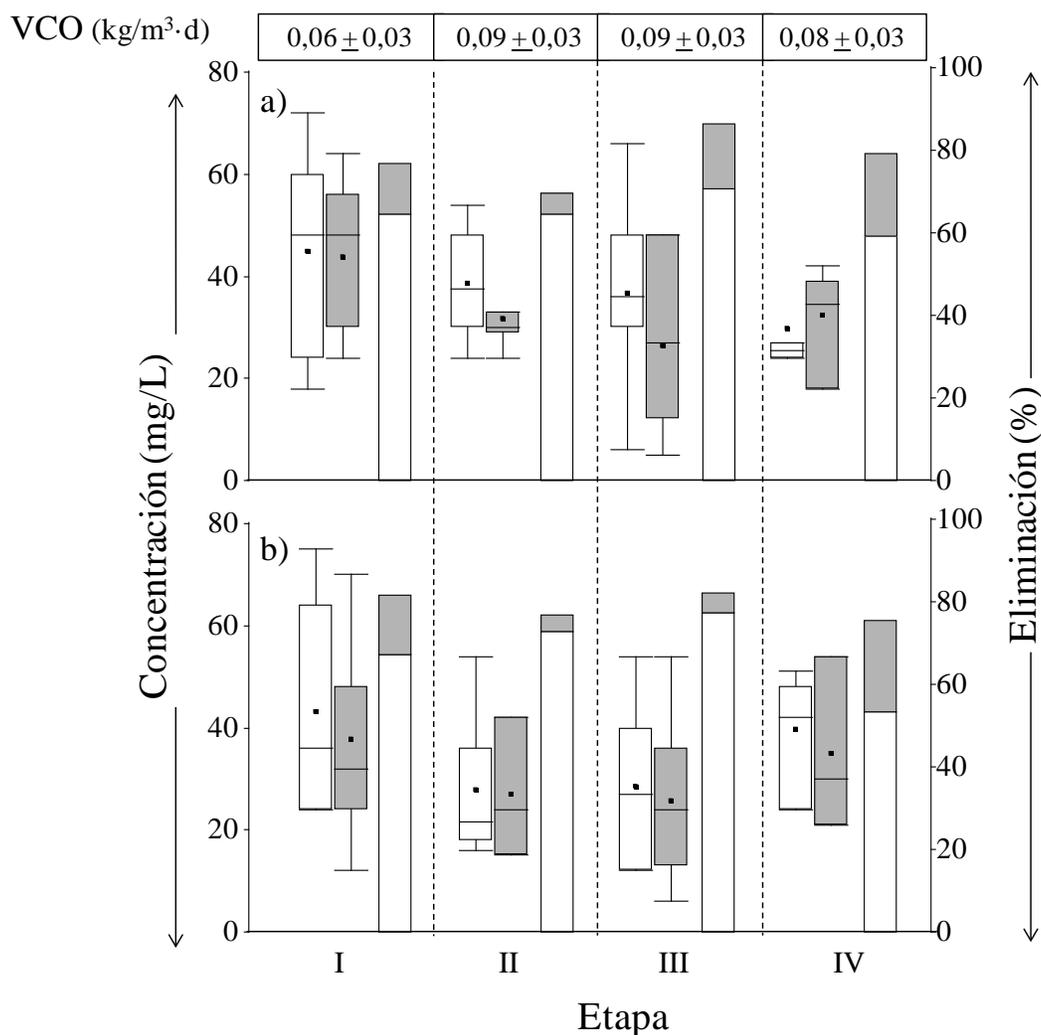


Figura 6: Eliminación de DBO₅ y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (□) y HFHSS (■).

La Figura 7 muestra las eliminaciones y concentraciones de salida para la DQO, y en la Figura 7 b) se observa que la línea de zeolita para las primeras dos etapas presenta eficiencias de eliminación de DQO superiores en un 10 % con respecto a las línea de grava (Figura 7 a)). En las dos últimas etapas estas diferencias se reducen a un 2 a 4%.

Al igual que en el caso de la DBO₅, el mayor aporte a la eliminación es de los HFVSS alcanzando eficiencias promedio de eliminación de un 66% para la línea de

grava y de un 77% para la línea de zeolita. Al comparar los efluentes de los HFVSS y HFHSS, estadísticamente solo se encuentran diferencias significativas ($p < 0,05$) en la etapa III de la línea de grava y en la etapa I de la línea de zeolita, es decir en estas etapas los HFHSS aportan significativamente en la eliminación total por parte del sistema.

Dentro de las cuatro etapas, hay diferencias significativas ($p < 0,05$) para ambas líneas. El aire influye significativamente en la eliminación de DQO y dentro de las cuatro etapas, la línea de grava presentó eficiencias un 7% superior en la etapa III con respecto a la etapa I, mientras que la línea de zeolita presentó mayores eficiencias hasta en un 18% en su etapa inicial de operación (etapa I).

La línea de zeolita presenta eliminaciones hasta un 10% superiores que las de la línea de grava y presentan diferencias significativas ($p < 0,05$) al comparar los efluentes de los primeros humedales (HFVSS) entre ambas líneas.

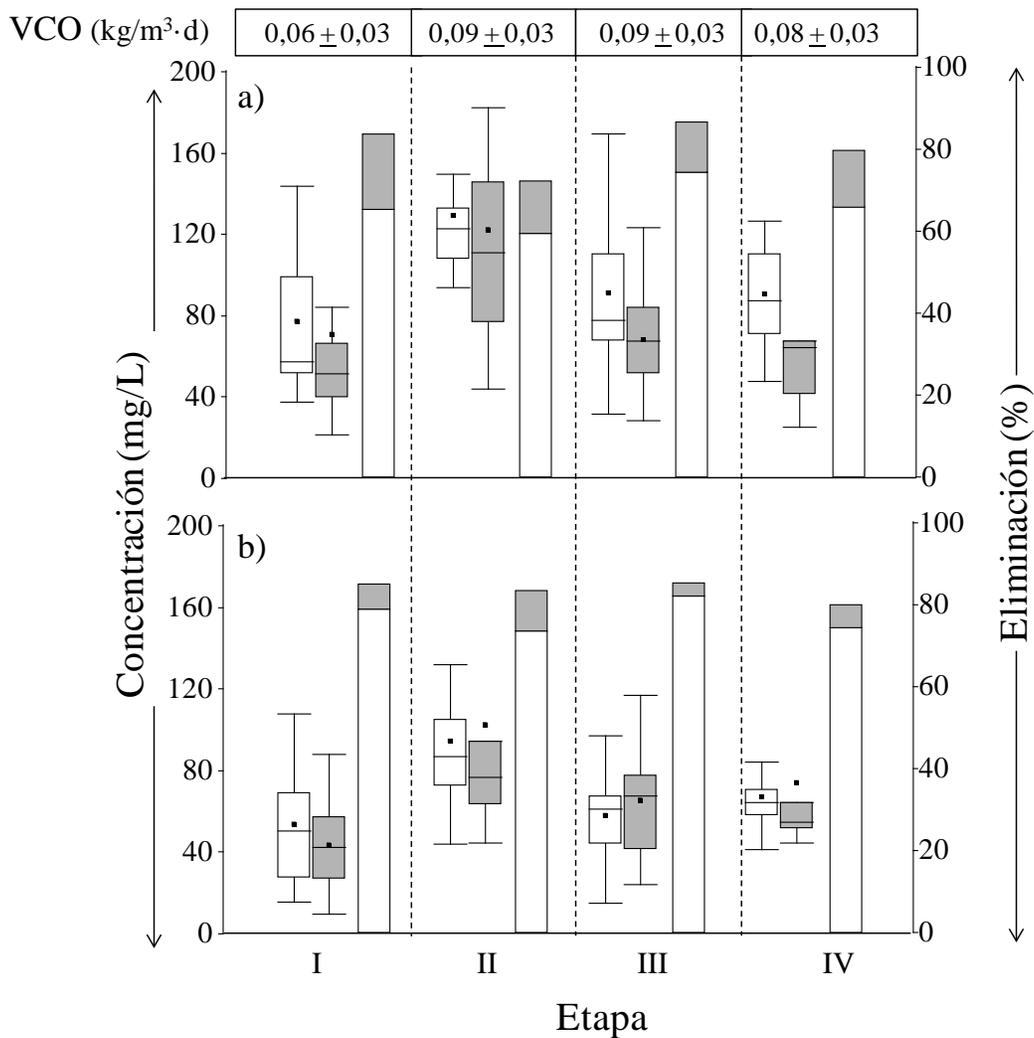


Figura 7: Eliminación de DQO y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (□) y HFHSS (■).

La Figura 8 a) muestra que las eficiencias promedio de eliminación de SST de la línea de grava es de un 68%, mientras que la línea de zeolita (Figura 8 b)) alcanza eficiencias promedio de un 90%. Estas diferencias son significativas ($p < 0,05$) solo para los HFVSS en las etapas I.

En la línea de grava las mayores eficiencias se observan en los HFVSS, pero los HFHSS presentan diferencias significativas ($p < 0,05$) frente a los humedales HFVSS en

las etapas I y IV, por lo que en estas etapas aportan significativamente en la eliminación de SST, con valores de eliminación entre un 28 y un 40%.

En la línea de zeolita solo para la etapa I se observan diferencias significativas ($p < 0,05$) eliminando un 40% de los sólidos. Para las demás etapas se observa que solo el HFVSS aporta en la eliminación de sólidos alcanzando valores sobre el 50%.

Solamente en la etapa I para los HFVSS y etapa III para los HFHSS se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) al comparar las dos líneas, alcanzado la zeolita eliminaciones hasta un 40% mayores que las de la línea de grava.

Dentro de las cuatro etapas, la línea de grava presentó mayores eficiencias de eliminación de SST en las etapas etapa I y IV con eliminaciones superiores a 70%, y a su vez la línea de zeolita presentó mayores eficiencias en la etapa II con eliminaciones superiores a 90%. La aireación solo tuvo efecto en la depuración en los humedales HFHSS donde se observan diferencias significativas ($p < 0,05$).

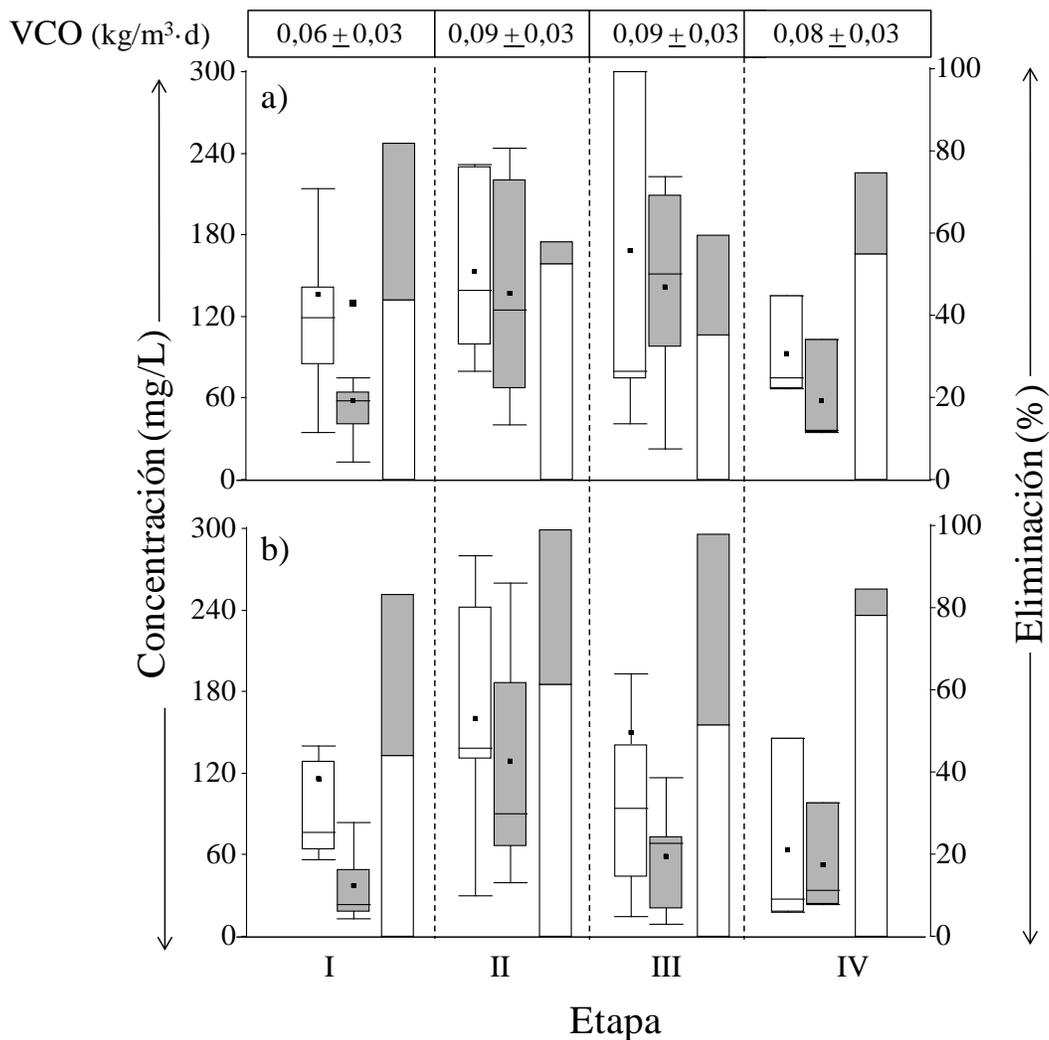


Figura 8: Eliminación de SST y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (\square) y HFHSS (\blacksquare).

3.2.2. Eliminación de nutrientes

En la Figura 9 a), se aprecia que la línea de grava alcanza valores de eliminación de NH_4^+ hasta un 86% y las diferencias entre ambas humedales (HFVSS y HFHSS) son significativas ($p < 0,05$), por lo que hay eliminación en ambos humedales. Entre las cuatro etapas hay diferencias significativas ($p < 0,05$), alcanzando en la etapa III eliminaciones hasta un 10% mayores que las demás etapas.

La Figura 9 b) muestra que la línea de zeolita presenta valores de eliminación cercanos a 99% y principalmente la eliminación ocurre en el HFVSS, ya que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) frente al HFHSS excepto en la etapa II donde si se observan diferencias significativas ($p < 0,05$). Entre las cuatro etapas hay diferencias significativas ($p < 0,05$) por lo que el aire influyo en la eliminación de NH_4^+ .

Las mayores eficiencias de eliminación de la zeolita se comprueban al observar las concentraciones en los HFVSS, que pueden alcanzar valores mayores a 100 mg/L en la línea de grava, mientras que la línea de zeolita no supera los 5 mg/L.

La principal forma de eliminación de NH_4^+ en la línea de grava es vía nitrificación, la cual solo debería estar presente en los humedales HFVSS (condiciones aeróbicas para la nitrificación), pero puede observarse en la Figura 9 a) que en las etapas con aireación de 1 hora (Etapa II) y sin aireación (Etapa IV) los HFHSS alcanzan eficiencias de eliminación mayores en un 35% con respecto a los HFVSS. Esto no es observado en la línea de zeolita donde los HFVSS alcanzan eficiencias de un 98%, mientras que los HFHSS presentan eficiencias de un 1%. De las cuatro etapas, la etapa III es la más eficiente con una mejora de un 11% con respecto a la etapa I en la línea de grava.

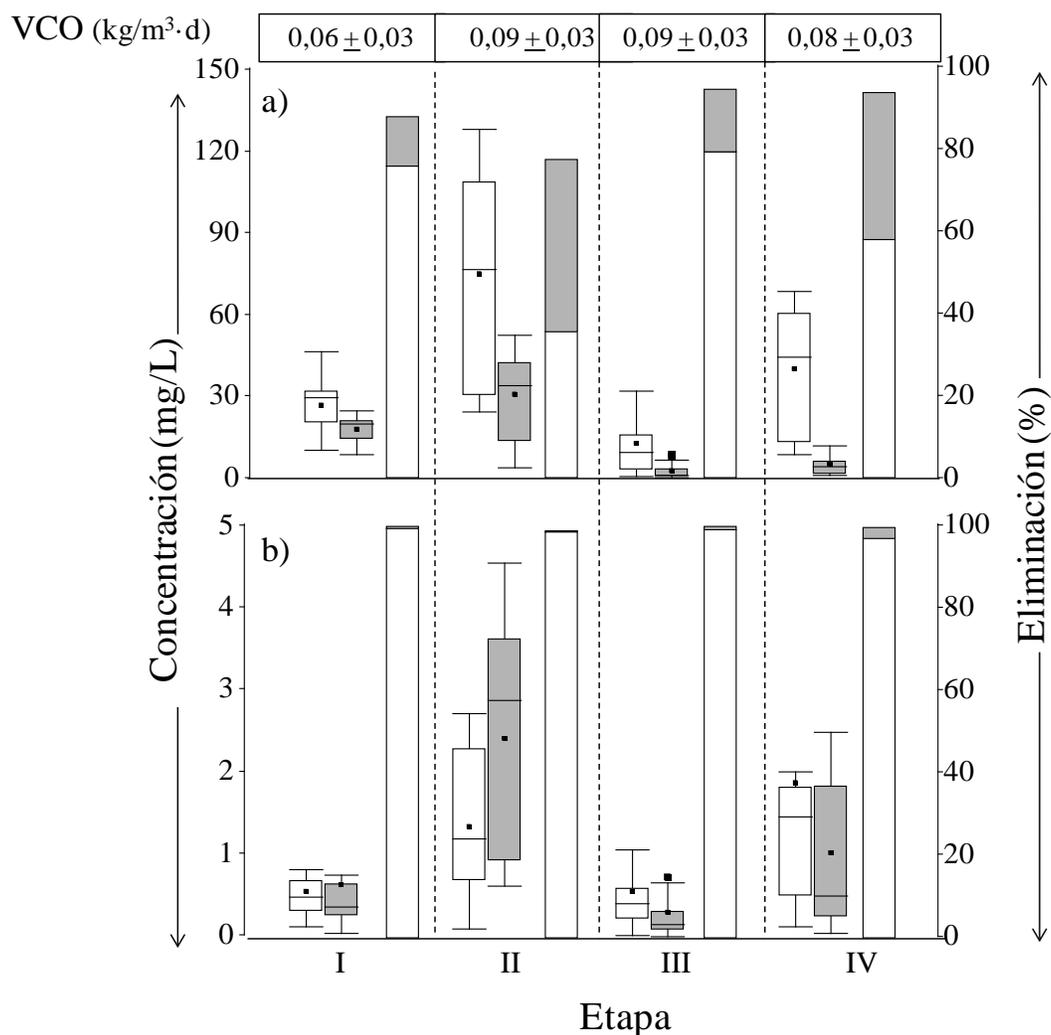


Figura 9 Eliminación de NH_4^+ y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (\square) y HFHSS (\blacksquare).

La Figura 10 presenta las concentraciones de NO_3^- a la salida de los humedales y tal como se observa en la Figura 10 a), las concentraciones de NO_3^- en la línea de grava variaron según la estrategia de aireación de los HFVSS alcanzando concentraciones mayores a 100 mg/L en la etapa I. Las diferencias entre las cuatro etapas son significativas ($p < 0,05$), lo que muestra la variación del contenido de nitrato en los efluentes según la estrategia de aireación.

En la Figura 10 b), se puede observar el mismo comportamiento de NO_3^- para la línea de zeolita y entre las cuatro etapas también se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$).

En las etapas I y III se observa una disminución en la concentración de nitratos del orden de los 1-2 mg/L en los HFHSS para ambas líneas, pero en las restantes etapas se puede observar un aumento de la concentración en éstos, llegando alcanzar hasta un 300% de aumento como lo es el caso de la línea de grava en la etapa II. Solamente en esta última etapa, se pudieron encontrar diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el efluente del HFVSS y del HFHSS para la línea de grava (Figura 10 b), y entre los humedales HFVSS de la línea de grava y zeolita.

Los valores promedio para todo el experimento de NT a la salida de los primero humedales, son de $39,34 \pm 26,45$ mg/L para la línea de grava y de $13,26 \pm 10,26$ mg/L para la línea de zeolita. A la salida de los HFHSS, los valores de NT son $33,88 \pm 29,35$ y $11,95 \pm 10,52$ mg/L para la línea de grava y zeolita respectivamente.

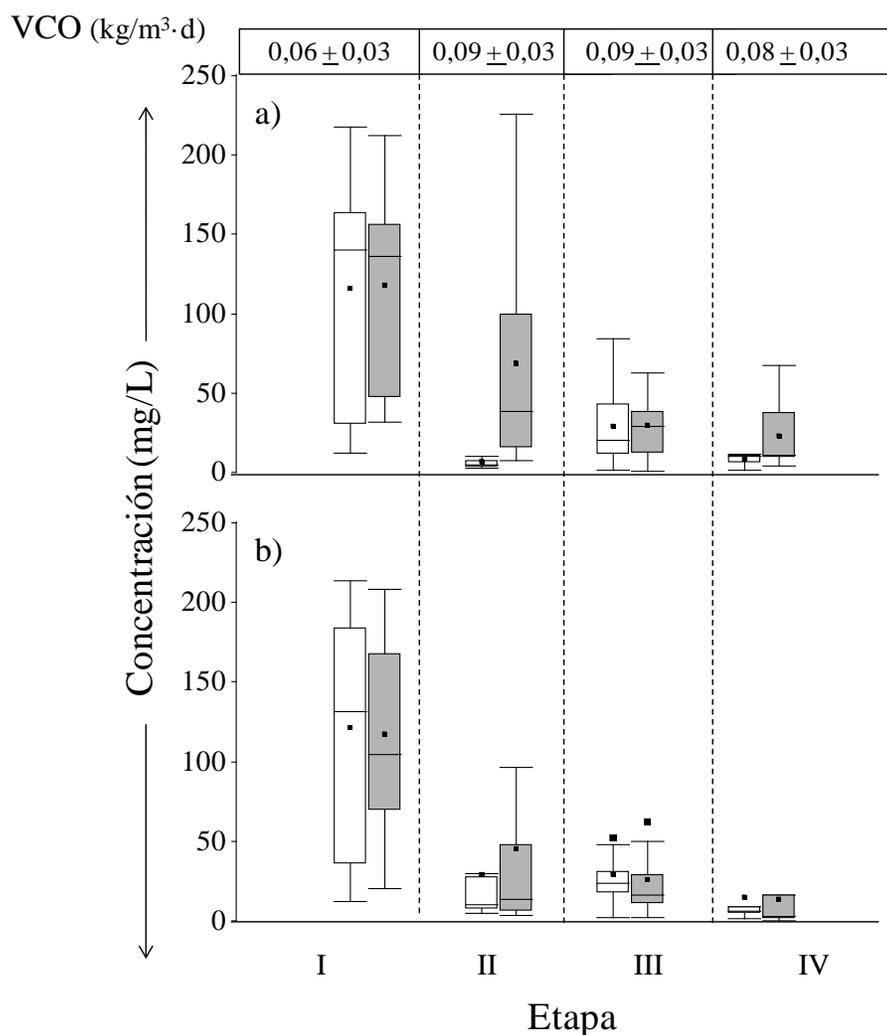


Figura 10: Concentraciones de NO_3^- a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (\square) y HFHSS (\blacksquare).

La Figura 11 muestra las concentraciones de salida y eficiencias de eliminación de PO_4^{-3} y en la Figura 11 a) se puede observar que respecto a la eliminación la línea de grava alcanza eliminaciones hasta un 58 %, mientras que en la Figura 11 b), se observan eficiencias de hasta 80% en la línea de zeolita. Al analizar estadísticamente los efluentes se comprueba que hay diferencias significativas ($p < 0,05$) entre ambas líneas para los dos humedales.

La eliminación de PO_4^{-3} en la línea de grava es realizada principalmente por el HFVSS ya que no presenta diferencias significativas ($p>0,05$) con respecto al efluente del HFHSS, y posee eliminaciones promedio de un 40% para las tres primeras etapas.

En la línea de zeolita la eliminación se realiza principalmente en el primer humedal (HFVSS) con eficiencias superiores al 70%, mientras que los HFHSS no superan el 5% de eliminación, y sin aporte significativo a la eliminación ($p>0,05$).

Entre las cuatro etapas se puede observar una disminución de la eficiencia de eliminación en la etapa IV para ambas líneas. La línea de grava presenta una disminución del 50% y la línea de zeolita un 10%, y al realizar el análisis estadístico se obtiene que hay diferencias significativas ($p>0,05$) entre las 4 etapas, por lo que la estrategia de aireación influye en la eliminación de PO_4^{-3} .

El contenido promedio de PT en todo el experimento para la salida de los HFVSS es de $12,6 \pm 6,94$ mg/L para la línea de grava y de $10,12 \pm 5,27$ mg/L para la línea de zeolita. A la salida de los humedales HFHSS la concentración promedio fue de $11,86 \pm 8,46$ mg/L para la línea de grava y de $10,43 \pm 3,89$ mg/L para la línea de zeolita.

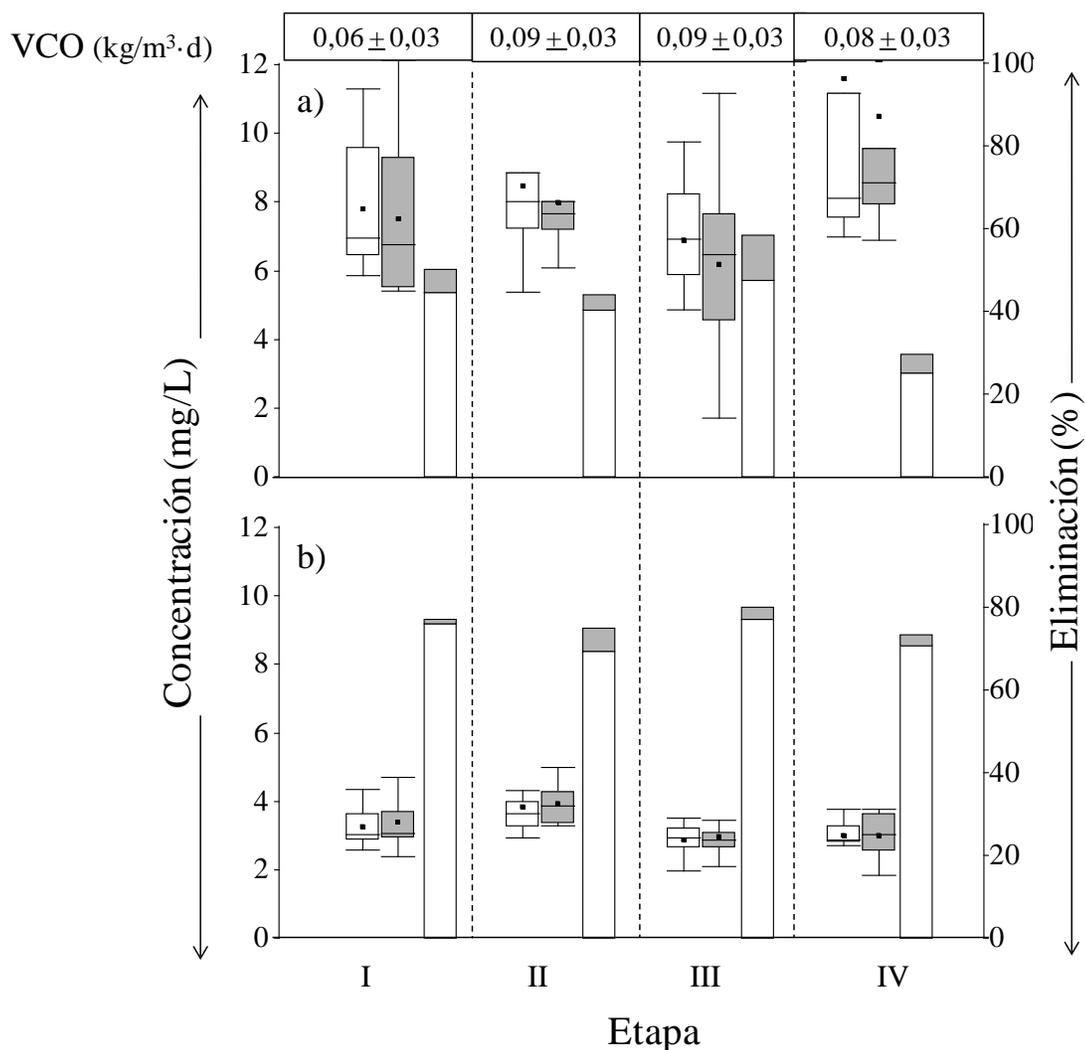


Figura 11: Eliminación de PO_4^{-3} y concentraciones a la salida de cada humedal a) Línea de grava y b) Línea de zeolita. HFVSS (\square) y HFHSS (\blacksquare).

La Tabla 2 resumen las características de las concentraciones efluentes de la línea de grava y zeolita por etapa de operación y parámetro. Los datos de DBO_5 , DQO , SST y NH_4^+ presentan una distribución normal ($p < 0,05$), mientras que los datos de NO_3^- y PO_4^{-3} no presentan una distribución normal ($p > 0,05$) (Anexo 1)

Tabla 2: Concentraciones efluentes presentes en el sistema de humedales.

| Parámetro | Medio de soporte | Etapa | | | |
|-------------------------------|------------------|----------------|----------------|---------------|---------------|
| | | I | II | III | IV |
| DBO ₅ | grava | 44,00 ± 14,00 | 32,00 ± 7,00 | 26,00 ± 17,00 | 32,00 ± 11,00 |
| | zeolita | 37,71 ± 19,13 | 27,00 ± 10,75 | 25,73 ± 14,19 | 35,00 ± 17,06 |
| DQO | grava | 71,04 ± 50,27 | 122,01 ± 57,19 | 68,18 ± 24,03 | 88,74 ± 59,44 |
| | zeolita | 43,61 ± 23,59 | 102,59 ± 77,08 | 65,22 ± 28,11 | 73,85 ± 57,00 |
| SST | grava | 57,76 ± 33,71 | 136,78 ± 86,06 | 141,77 ± 4,41 | 57,91 ± 38,93 |
| | zeolita | 37,07 ± 26,05 | 128,33 ± 92,27 | 58,39 ± 35,91 | 51,88 ± 40,27 |
| NH ₄ ⁺ | grava | 17,88 ± 4,85 | 30,73 ± 15,28 | 2,32 ± 2,52 | 4,89 ± 3,69 |
| | zeolita | 0,64 ± 0,77 | 2,43 ± 1,41 | 0,51 ± 0,32 | 1,03 ± 0,94 |
| NO ₃ ⁻ | grava | 123,47 ± 59,73 | 45,94 ± 33,71 | 29,98 ± 21,93 | 23,64 ± 19,83 |
| | zeolita | 119,78 ± 62,13 | 45,02 ± 28,81 | 25,66 ± 26,97 | 10,82 ± 9,37 |
| PO ₄ ⁻³ | grava | 7,48 ± 2,18 | 7,98 ± 1,49 | 6,18 ± 2,27 | 10,48 ± 5,54 |
| | zeolita | 3,39 ± 0,81 | 3,93 ± 0,61 | 2,95 ± 0,83 | 3,00 ± 0,70 |

3.2.3. Parámetros operativos

La Figura 12 muestra el comportamiento de la temperatura a lo largo de todo el experimento y se observa que los HFVSS (VG y VZ) presentan mayor temperatura que su correspondiente HFHSS (HG y HZ), y que entre las 2 líneas, la correspondiente a grava presenta mayores temperaturas, pero difieren en no más de 0,6 °C. Las mayores temperaturas para ambas líneas se obtuvieron en la etapa II que corresponde al periodo octubre 2010-enero 2011.

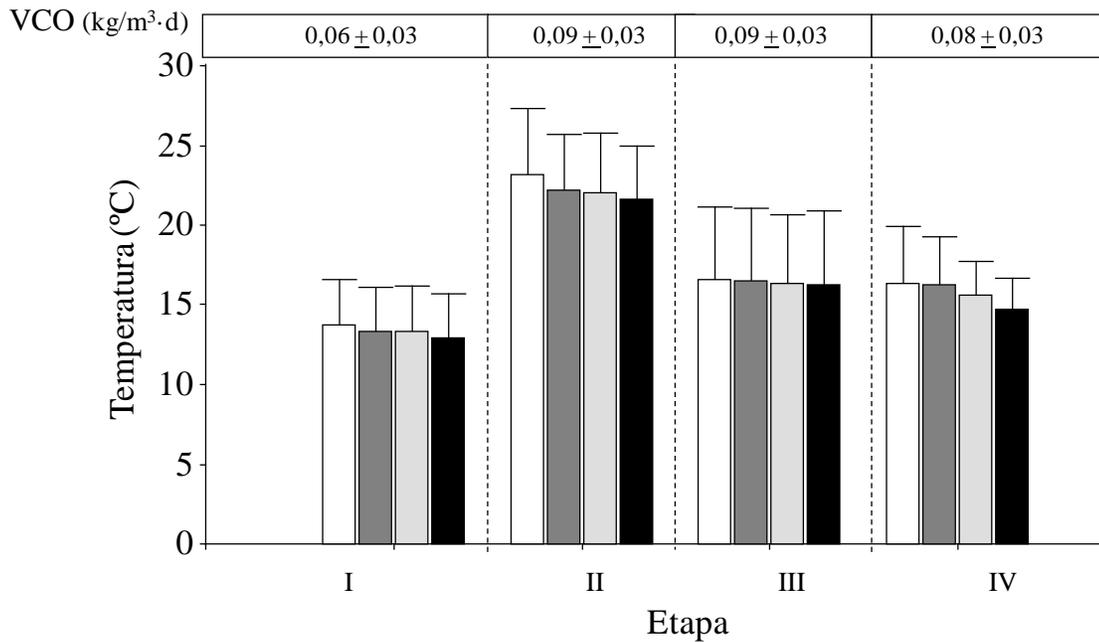


Figura 12: Temperatura dentro de cada humedal. Humedal VG (□), Humedal HG (■), Humedal VZ (◻), Humedal HZ (■).

El pH en el sistema tal como se observa en la Figura 13, se mantuvo en el rango de 6,0 a 7,0 para todos los humedales excepto en la etapa I donde se registró pH en el rango 5,0 a 6,0.

Los HFVSS para la línea de grava presentaron pH entre 5,4 a 7,0 mientras que su correspondiente HFHSS presento pH en el rango 5,0 a 6,3; mientras que en la línea de zeolita los HFVSS presentaron pH en el rango 5,7 a 6,7 y el FHHS en el rango 6,0 a 6,8.

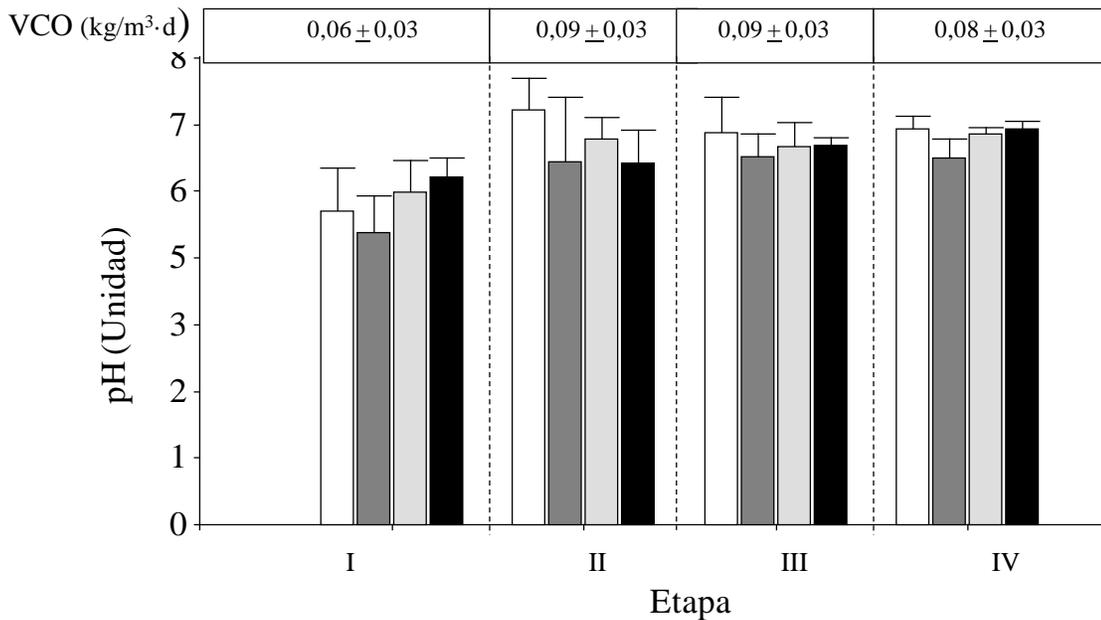


Figura 13: pH dentro de cada humedal. VG (□), HG (■), VZ (▒), HZ (■)

Como se puede observar en la Figura 14 el POR varió a lo largo del tiempo según la estrategia de aireación de los HFVSS y presenta diferencias significativas ($p < 0,05$) en todos los humedales con respecto a la aireación. En la etapa con 24 horas de aireación (etapa I) y en la de 4 horas de aireación (etapa III) se observaron diferencias entre el POR de los HFVSS y HFHSS no mayores a 10 mV.

En las restantes etapas (con 1 hora de aireación o sin aireación), se pudo observar diferencias entre los de HFVSS y HFHSS, presentando los primeros, rangos entre los -106 y los -35 mV, mientras que los HFHSS estuvieron en el rango 19 a -186 mV.

Estadísticamente las diferencias entre HFVSS y HFHSS en la línea de grava y de zeolita fueron significativas ($p < 0,05$), pero al comprar entre líneas, los primeros humedales no presentan diferencias significativas ($p > 0,05$), mientras que los HFHSS si presentan ($p < 0,05$).

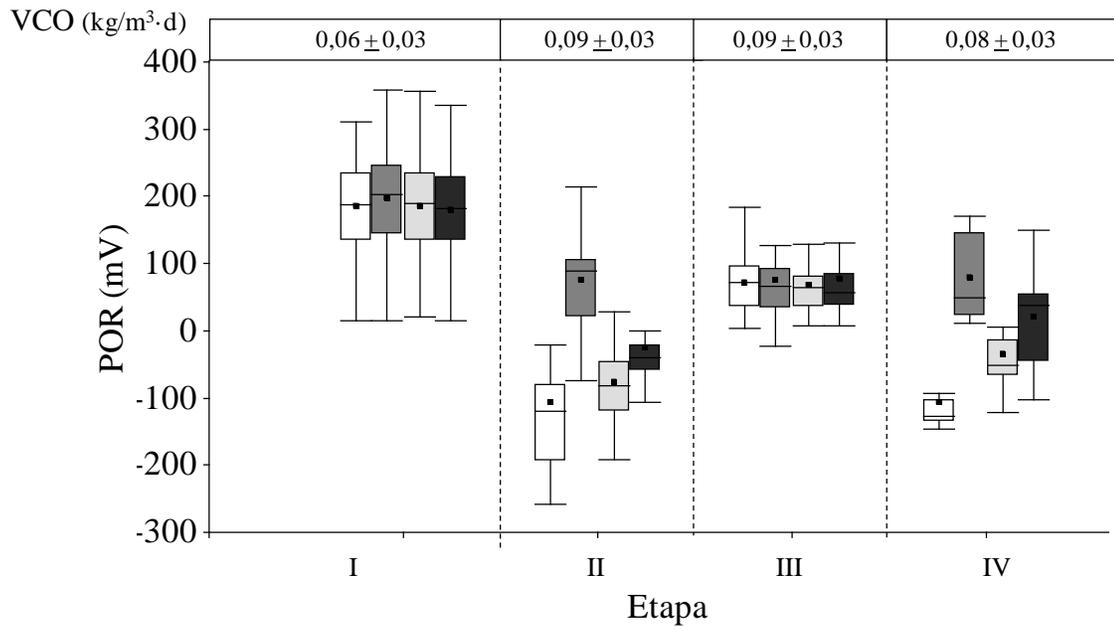


Figura 14: Potencial oxido-reducción (POR) dentro de cada humedal. VG (□), HG (■), VZ (◻), HZ (■)

En la Figura 15 se representan las concentraciones de OD para cada humedal, que variaron según la estrategia de aireación utilizada. En las tres últimas etapas se puede observar que los s HFHSS presentan mayores concentraciones (en un 20 a 40% superiores) en comparación con los HFVSS, y sus concentraciones están en el rango de 1 a 2 mg/L.

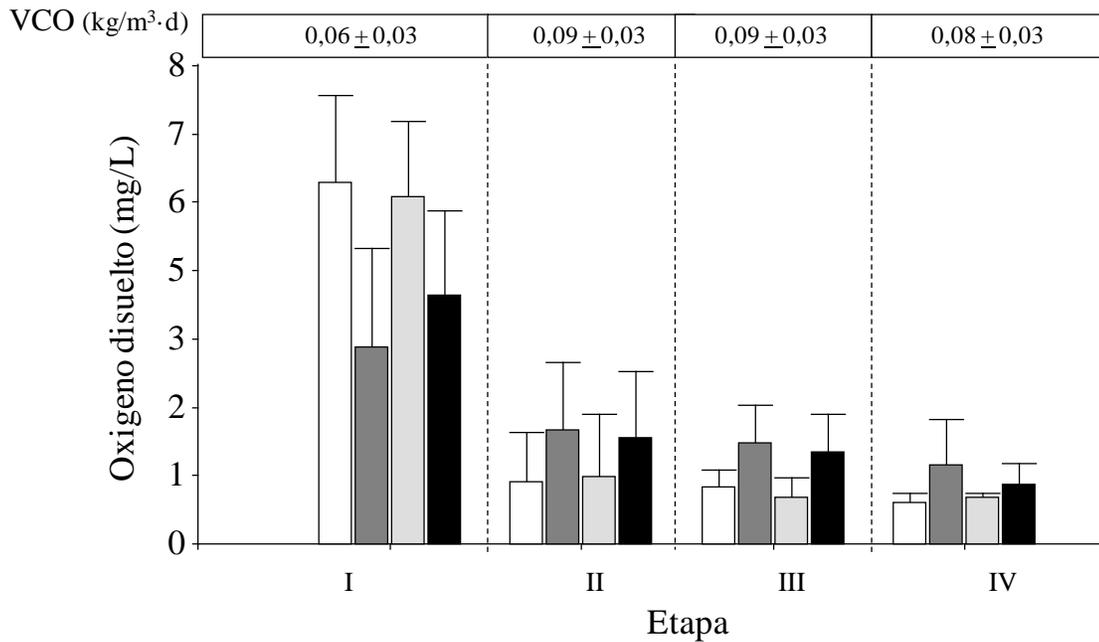


Figura 15: Concentración de oxígeno disuelto (OD) presente en cada humedal. VG (□), HG (■), VZ (▒), HZ (■)

3.2.4. Evolución de la actividad de la biomasa

La Tabla 3 presenta los resultados de la actividad de biomasa adherida a los medios de soporte del humedal y su actividad específica (actividad heterotrófica).

Tabla 3: Actividad de la biomasa.

| Tiempo (d) | VG | | VZ | |
|------------|-------------------|--------------------------------------------------|-------------------|--------------------------------------------------|
| | Biomasa (g SSV/L) | Act. heterotrófica (mgO ₂ /gSSV·hora) | Biomasa (g SSV/L) | Act. heterotrófica (mgO ₂ /gSSV·hora) |
| 90 | 0,38 | 0,17 | 0,21 | 0,24 |
| 214 | 0,82 | 0,32 | 1,34 | 0,16 |
| 440 | 0,80 | 0,30 | 0,63 | 0,52 |
| 579 | 0,82 | 0,29 | 0,95 | 0,58 |

De acuerdo a la Tabla 3 la concentración de biomasa varió en un rango de 0,21 a 1,38 g SSV/L durante el período de operación. Se observa un aumento en la actividad

heterotrófica para la línea de zeolita y una estabilización en la línea de grava con el paso del tiempo. La actividad heterotrófica está en el rango de 0,16-0,58 mgO₂/ gSSV·hora para la línea de zeolita y 0,17-0,32 mgO₂/ gSSV·hora para la línea de grava.

3.3. Evolución de las plantas (*Scirpus californicus*)

La Figura 16 muestra el número de tallos y peso seco de las plantas para las distintas estaciones del año. Se puede observar que las plantas crecieron (peso seco) y se reprodujeron (nº de tallos) en las condiciones de laboratorio y con el agua servida como alimentación.

La Figura 16 también muestra que la línea de grava presenta un crecimiento mayor de un 48%, en comparación con la línea de zeolita, y que en el periodo de verano, hubo una producción mayor de hasta 5 veces, con respecto a la producción de las otras épocas del año, lo cual que también se aplica para la línea de zeolita.

En ambas líneas se puede observar que las plantas de los humedales HFVSS poseen mayor peso seco, siendo hasta un 90% mayor que las de los humedales HFHSS.

En la Tabla 4 se presentan los resultados de los análisis foliares y radiculares y se puede observar que para el primer análisis, que se realizó al terminar el periodo primavera-verano se encontró, para ambas líneas, una mayor acumulación en la zona radicular de la planta (raíz), siendo está hasta un 16% mayor, mientras que para el segundo análisis podemos encontrar un 22% más contenido de nutrientes mayor contenido de nutrientes en la zona foliar (hojas), para la línea de zeolita.

El peso seco y el número de individuos, junto con los análisis foliares (Tabla 4) muestran que las plantas están captando parte de los nutrientes de las aguas por lo que aportan a la eliminación de contaminantes (especialmente nutrientes) en el humedal.

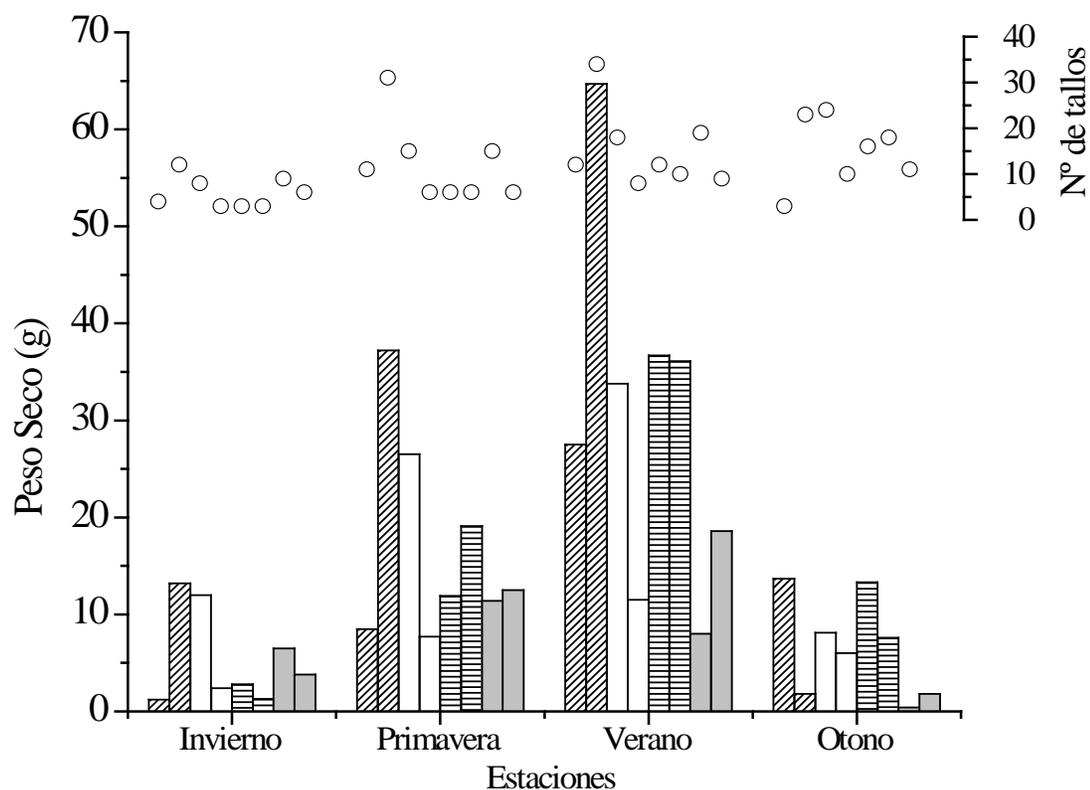


Figura 16: Peso seco de las plantas: VG (▨), HG (□), VZ (▤) y HZ (■) y el numero de tallos para cada estación (○).

Tabla 4: Resultados de análisis foliar y radicular de *Scirpus californicus*

| | | Primavera-Verano | | Otoño- Invierno | |
|---------|-------|------------------|-------|-----------------|-------|
| Línea | | N (%) | P (%) | N (%) | P (%) |
| grava | Hojas | 1,42 | 0,32 | 1,77 | 0,26 |
| | Raíz | 1,68 | 0,29 | 2,15 | 0,28 |
| zeolita | Hojas | 1,17 | 0,34 | 1,36 | 0,29 |
| | Raíz | 1,36 | 0,28 | 1,11 | 0,22 |

Con los datos de los análisis foliares, crecimiento de las plantas y la información fisicoquímica de los influentes y efluentes de cada humedal, se realizó balance del

fósforo y nitrógeno dentro del sistema, para poder determinar en qué zonas está siendo retenido.(Tabla 5 y Tabla 6)

Como se observan en la Tabla 5 y Tabla 6, la mayor eliminación ocurre en los primeros humedales (HFVSS), y dentro de éstos, la zona del medio de soporte se presenta la mayor retención alcanzando valores sobre un 50% de la eliminación de nutrientes dentro del sistema.

Las plantas (raíz + hojas) remueven hasta un 27% del $P-PO_4^{-3}$ por celda de humedal para ambas líneas, encontrándose una retención hasta un 50% mayor en la parte foliar. En cuanto al nitrógeno (medido como la sumatoria de $N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$) las plantas remueven hasta un 34% de lo que entra al sistema.

La línea de zeolita presenta casi el doble de retención por el medio de soporte que la observada en la línea de grava, lo que permite tener efluentes de salida un 26% más depurados.

Tabla 5: Balance fósforo en el sistema

| Zona | Línea grava | | Línea zeolita | |
|-------------------------------|--------------|--------------|---------------|--------------|
| | HFVSS (g) | HFHSS (g) | HFVSS (g) | HFHSS (g) |
| Entrada | 5,91 | 2,75 | 4,36 | 0,82 |
| Foliar | 0,98 | 0,34 | 0,90 | 0,20 |
| Radicular | 0,48 | 0,34 | 0,27 | 0,10 |
| Medio de soporte ^a | 1,7 | 0,00 | 2,37 | 0,00 |
| Salida | 2,75 | 2,07 | 0,82 | 0,52 |

^a Sumatoria de la retención del medio de soporte, la eliminación biológica por parte de los microorganismos y precipitación química.

Tabla 6: Balance nitrógeno en el sistema

| Zona | Línea grava | | Línea zeolita | |
|-------------------------------|--------------|--------------|---------------|--------------|
| | HFVSS (g) | HFHSS (g) | HFVSS (g) | HFHSS (g) |
| Entrada | 28,24 | 11,7 | 20,37 | 4,45 |
| Foliar | 5,29 | 1,71 | 3,72 | 0,79 |
| Radicular | 4,29 | 2,97 | 2,50 | 1,16 |
| Medio de soporte ^a | 6,96 | 0,97 | 10,59 | 0 |
| Salida | 11,70 | 6,05 | 4,45 | 2,5 |

^a Sumatoria de la retención del medio de soporte, asimilación por microorganismo y liberación de $N_{2(g)}$.

Si estandarizamos los valores en unidad de área, los nutrientes captados por las plantas y la biomasa producida puede observarse en la Tabla 7.

Tabla 7: Eliminación de nutrientes y producción de biomasa por unidad de área

| | Línea grava | | Línea zeolita | |
|------------------------------------|-------------|-------|---------------|-------|
| | HFVSS | HFHSS | HFVSS | HFHSS |
| Nitrógeno (g/m^2) | 159,67 | 78,00 | 88,83 | 32,67 |
| Fósforo (g/m^2) | 24,33 | 10,83 | 19,50 | 6,67 |
| Producción de biomasa (kg/m^2) | 14,66 | 8,86 | 11,31 | 5,55 |

3.5. Reutilización del medio de soporte

Los datos obtenidos en el ensayo batch, se reflejan en la Figura 17. Haciendo el balance de materia y graficando los datos según la Ecuación 6 se obtuvo que el valor de S_{max} , es decir la máxima cantidad de fósforo que puede ser liberado, es de $0,02239 \text{ mg}$ de PO_4^{-3} por g de zeolita.

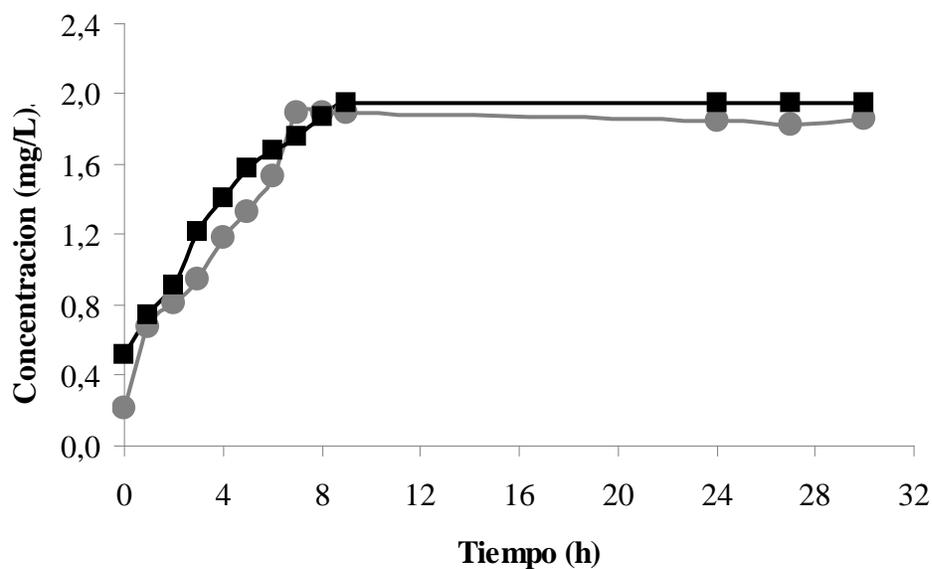


Figura 17: Cinética de desorción de la zeolita a 20° C. Ensayo 1 (●) y Ensayo 2 (■)

Respecto a los ensayos de reutilización como fertilizante de la zeolita utilizada como medio de soporte en humedal artificial, la Tabla 8 muestra la producción de biomasa promedio por unidad de área y el contenido de nutrientes de la biomasa para cada maceta.

Puede observarse en la Tabla 8, que tanto la producción en las macetas con fertilizante y como las con zeolita presentan mayor producción de biomasa que el blanco, hasta casi triplicar la producción de biomasa por unidad de área. Entre zeolita y fertilizante podemos encontrar un 4% más de nitrógeno y un 30% más de fósforo en las plantas que presentaban zeolita en el suelo

Tabla 8: Producción de biomasa por unidad de área y contenido de nutrientes

| | Blanco | Fertilizante | Zeolita |
|--------------------------------------------|-------------|--------------|-------------|
| Producción de biomasa (kg/m ²) | 2,49 ± 0,33 | 6,36 ± 1,08 | 5,01 ± 0,99 |
| N (%) | 0,66 | 0,89 | 0,93 |
| P (%) | 0,08 | 0,10 | 0,13 |

La Tabla 9 muestra el contenido de nutrientes en los suelos al día 0 y al día 60. Puede observarse que tanto para el blanco, como para fertilizante y zeolita, se observó una disminución del contenido de nitrógeno hasta 8,9 mg/kg de suelo y que en cuanto al fósforo solo se observó disminución en el blanco y en fertilizante hasta de un 0,5 mg/kg de suelo.

Tabla 9: Contenido de nutrientes del suelo.

| Día (d) | Blanco | | Fertilizante | | Zeolita | |
|------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | N (mg/kg) | P (mg/kg) | N (mg/kg) | P (mg/kg) | N (mg/kg) | P (mg/kg) |
| 0 | 6,00 ± 1,00 | 6,20 ± 1,00 | 17,00 ± 1,00 | 6,70 ± 1,00 | 11,00 ± 1,00 | 5,80 ± 1,00 |
| 60 | 4,30 ± 1,00 | 5,70 ± 1,00 | 8,10 ± 1,00 | 6,50 ± 1,00 | 7,00 ± 1,00 | 9,20 ± 1,00 |

4. DISCUSIÓN

4.1. Caracterización fisicoquímica del influente

Al comparar las concentraciones de entrada al sistema con lo que se encuentra en bibliografía, los rangos de DBO_5 , DQO , NH_4^+ y PO_4^{-3} están en la categoría de concentrado ($\text{DBO}_5 > 120$, $\text{DQO} > 300$, $\text{NH}_4^+ > 50$ y $\text{PO}_4 > 10$), según Henze y col. (2002). Según datos históricos de la PTAS de la comuna de Hualqui (datos no mostrados), las aguas servidas influentes se caracterizan por tener concentraciones mayores que las normalmente encontradas en otras PTAS de la región. Esto puede ser debido que aunque los núcleos de baja densidad poblacional poseen menores descargas que los grandes núcleos, estos poseen vertidos más concentrados (Fernández y col., 2007). Además el influente presentó desviaciones estándar que superan el 60% con respecto de la media. Ésta variabilidad se debe a principalmente a factores socioeconómicos. En los meses de verano el aumento de la población flotante (turismo) generan aumento de las concentraciones de DBO_5 , DQO y NH_4^+ hasta en un 50%, otro factor que influye son las descargas agroindustriales no contraladas, afectando principalmente los parámetros de DBO_5 , DQO , NH_4^+ y PO_4^{-3} .

4.2. Comportamiento de la operación de los humedales

Al analizar el comportamiento de los humedales se pudo observar, al comparar las distintas etapas de operación, que la aireación artificial tuvo un efecto significativo ($p < 0,05$) positivo en el tratamiento de las aguas servidas aumentando hasta dos veces la eliminación tanto de materia orgánica como nutrientes.

El aumento en la eliminación de materia orgánica, se reflejó en la DQO que paso de valores de un 72% (Etapa II) a eliminaciones sobre el 80% (Etapa I y III). El uso de aireación artificial aumenta la eliminación de DQO llegando alcanzar eliminaciones superiores al 90% (Ouellet-Plamondon y col., 2006, Tang y col., 2008 y Chazarenc y col., 2009). Las eliminaciones alcanzadas en esta tesis son superiores al 70% y son similares a las obtenidas por Albuquerque y col. (2009) para HFHSS ubicados en una población rural de Portugal. La aireación no influyó en la eliminación de DBO_5 y ya se había observado que la aireación artificial no mejora los porcentajes de eliminación de esta, manteniéndose en remociones de un 80% (Zhang, 2010).

En cuanto a la eliminación de SST, para la línea de grava se observó que la mayor eliminación fue en la etapa I, alcanzando valores de eliminación superiores al 80%. Esto se debe a que la aireación artificial reduce la acumulación de materia orgánica incrementando la degradación y evitando el taponamiento del sistema (Ouellet-Plamondon y col., 2006).

La actividad de la biomasa de 0,17 a 0,58 mgO₂/gSSV·hora (Tabla 3), es hasta un 10 veces menor que la observada en humedales HFVSS, que presentan valores de 5.5 mgO₂/L·h (Andreottola y col, 2007) y que la presentes en sistemas de lodos activados que alcanzan valores de 15-30 mgO₂/gSSV·hora (Hagman y la Cour Jansen, 2007). Éstos valores menores a 1 mgO₂/gSSV·hora se pueden explicar en los requerimientos de 1 mg/L de SSV para la realización del ensayo (Mosquera y col, 2005), que no lograron ser alcanzados para todas las muestras (Tabla 3).

Se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los porcentajes de eliminación de DQO y SST, entre la dos líneas, con eliminaciones hasta un 14% superiores en la línea de zeolita. La mayor eliminación en la línea de zeolita (sobre un 80%) puede explicarse teniendo en cuenta que al ser esté un material de alta porosidad (Wang y Peng, 2009), presenta mayor área superficial disponible (sobre 200 m²/g) para el crecimiento de biopelículas, habiendo mayor concentración de microorganismo que degraden la materia orgánica y al mismo tiempo el tener un menor tamaño de partícula promueve una mayor retención de sólidos.

Los POR (Figura 14) muestran que los humedales presentan las condiciones aeróbicas necesarias (+50 mV a +300 mV) para la degradación de materia orgánica (Von Sperling, 2007; WEF, 2008).

Con respecto a los nutrientes se observaron eliminaciones un 25% mayores de NH₄⁺, y PO₄⁻³ en la línea de zeolita, y esto se debe en gran parte a la capacidad que tiene ésta de captar nutrientes por adsorción (Wang y Peng, 2009).

La Figura 18 muestra el balance del nitrógeno dentro del humedal y se observa que un 27% y un 52% del nitrógeno que entra a la línea de grava y zeolita respectivamente, son eliminados dentro del humedal mediante captación del medio de

soporte, por producción de N_2 y por asimilación por parte de los microorganismos para el crecimiento celular.

La aireación tuvo un efecto positivo en la eliminación de NH_4^+ , debido a que la aireación artificial incrementa significativamente ($p < 0,05$) las tasas de nitrificación convirtiendo más NH_4^+ a NO_3^- y permitiendo alcanzar eliminaciones un 20% superiores. (Tao y col., 2010; Zhang y col., 2010). Cabe destacar que la nitrificación ocurre luego de que se degrade gran parte de la materia orgánica presente, ya que la nitrificación es realizada por bacterias autótrofas que poseen valores de crecimiento celular de $\mu_{max}: 0,6-0,8 d^{-1}$ (Henze y col, 2002) menores que las bacterias heterótrofas ($\mu_{max}: 4-8 d^{-1}$) (Henze y col, 2002) que degradan la materia orgánica, por lo que la nitrificación es favorecida a concentraciones de OD superiores a 2 mg/L, pero bajas concentraciones de materia orgánica.

Los porcentajes de eliminación alcanzados por la línea de grava son similares a los obtenidos por O'Hogain, (2003) de eliminaciones de un 83% de $N-NH_4^+$ para sistemas híbridos. La línea de zeolita presenta eliminaciones cercanas al 99% debido al efecto del medio de soporte que capta parte del NH_4^+ presente mediante adsorción. En estudios de laboratorio se ha encontrado que la zeolita puede captar un 30% del amonio presente en una solución (Wen y col., 2010) y según Weatherly y Miladinovic (2004) la capacidad de adsorción puede alcanzar hasta valores de 13,1 g/kg de zeolita, y esto junto con la nitrificación y las captación por las plantas permiten obtener eficiencias de eliminación de NH_4^+ , cercanas al 99% en la línea de zeolita.

Para la nitrificación el pH debe estar en el rango de 6 a 8 y temperaturas sobre los 15°C (Vymazal, 2007). Se puede observar en la Figura 12 y Figura 13, que para todas las etapas los pH están sobre 6 y las temperaturas sobre los 16°C dentro de los humedales, permitiendo inferir que se tuvieron condiciones adecuadas durante el tiempo de experimento.

Para la mayoría de los contaminantes (DQO, DBO_5 , SST y PO_4^{-3}) los humedales HFHSS no presentan diferencias significativas ($p > 0,005$) al compararlos con los humedales HFVSS, por lo que los procesos de eliminación se realizan principalmente en los humedales HFVSS. Esto no aplica para el NH_4^+ , ya que a pesar de que se espera que

en estos humedales se produzca solamente desnitrificación (debido a las condiciones anóxicas de estos humedales), en las etapas II y IV se puede observar eliminaciones de NH_4^+ cercanas al 40% y que las concentraciones de NO_3^- aumentaron desde 7 mg/L hasta más de 40 mg/L, y junto con las mediciones de OD dentro del sistema, se puede concluir que ambos humedales realizaron nitrificación, ya que se requieren concentraciones entre 0,5 y 2 mg/L de OD para este proceso (WEF, 2008). Esto también se corrobora con los valores de POR encontrados ya que para la nitrificación se necesitan POR entre +200 y +50 para la nitrificación (Von Sperling, 2007; WEF, 2008) y se puede observar que los humedales HFHSS para la etapa II y IV (Figura 14) presentan POR en este rango por lo que se reafirma que la nitrificación ocurre en ambos HFHSS (grava y zeolita).

En cuanto a la desnitrificación para que esta ocurra se necesitan concentraciones de materia orgánica, de 2,3 g de DBO_5 por g de NO_3^- (Gersberg y col, 1984), y POR en el rango de +50 a -50 mV, (Von Sperling, 2007; WEF, 2008) y tal como se observa en la Figura 6, las mayores concentraciones de DBO_5 están en los HFVSS, y también ahí se encuentra hasta un 85% de la eliminación total de DBO_5 , por lo que en los humedales HFHSS (donde teóricamente debería ocurrir la desnitrificación) no estaría ocurriendo desnitrificación ya que encontramos eliminaciones de un 15% y concentraciones de NO_3^- hasta 4 veces superiores que las que ingresaron al HFHSS.

La Figura 19 muestra el balance de fósforo dentro del humedal para las dos líneas y se observa que la retención dentro del humedal (adsorción del medio de soporte, asimilación por microorganismo y precipitación química) corresponde a un 28,7% para la línea de grava y de un 54,1% de la línea de grava.

La diferencia entre ambas líneas corresponde a las distintas capacidades de adsorción entre la grava y la zeolita. La primera presenta valores de 0,03-0,05 gP/kg, mientras que la zeolita presenta valores de 0,46 gP/kg (Cucarella y Renmam, 2009). La zeolita utilizada en este ensayo presentó en un trabajo previo valores de adsorción de fósforo de 0,328 gP/kg de zeolita (Andrés, 2010), por lo que, de la eliminación total, aproximadamente un 30% correspondería en la línea de zeolita al efecto del medio de

soporte, lo que confirma la influencia significativa ($p < 0,05$) que presenta la zeolita para la eliminación de fósforo.

La asimilación por parte de los microorganismos dentro del sistema según bibliografía debería estar entre un 10-20% (Behrends y col., 2001) y dependerá de la biomasa presente dentro del sistema. En el ensayo de la actividad de la biomasa no se encontró valores SSV sobre 1 g/L dentro del sistema. Esto se debe a que dentro de un humedal el mayor porcentaje de la biomasa está en la fase líquida en los espacios intersticiales del medio de soporte y no adherida al medio de soporte (Caselles-Osorio y col, 2007), por lo que el sistema debe presentar concentraciones de biomasa que permitan encontrar valores de eliminación biológica de fósforo cercano al 10%.

La precipitación química de fósforo puede verse favorecida dentro de humedales con aireación artificial, ya que permite una mejor mezcla dentro del humedal promoviendo la formación de precipitados (Zhang y col, 2010) y específicamente el aumento de las concentraciones de oxígeno favorece la oxidación de Fe^{+2} a Fe^{+3} aumentando la precipitación química (Kadlec y Knight 1996). Se pudo observar por análisis estadístico que la eliminación de PO_4^{-3} en ambas líneas estuvo influenciada por las etapas de aireación por lo que se podría inferir precipitación química en el humedal, sin embargo las concentraciones de Fe en las aguas servidas típicas están en el rango de 0,6 mg/l (Henze y col., 2002), por lo que la concentración teórica que podría haberse eliminado por este proceso no parece tener un aporte significativo en la eliminación total.

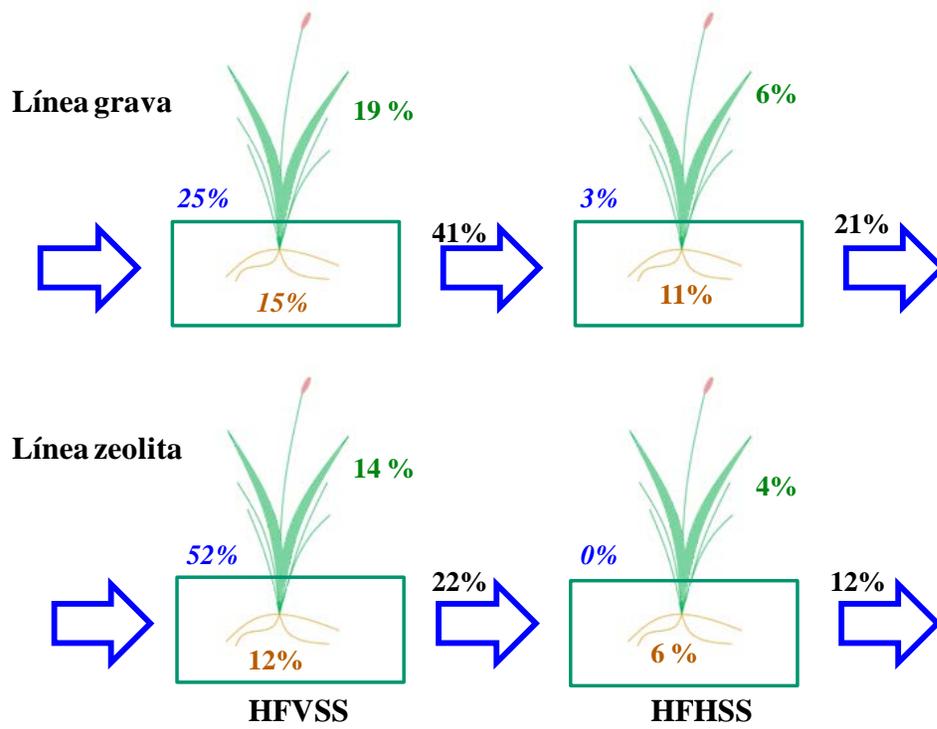


Figura 18: Eliminación de nitrógeno dentro de los humedales. Hojas, Raíz, Retención dentro del humedal, y salida.

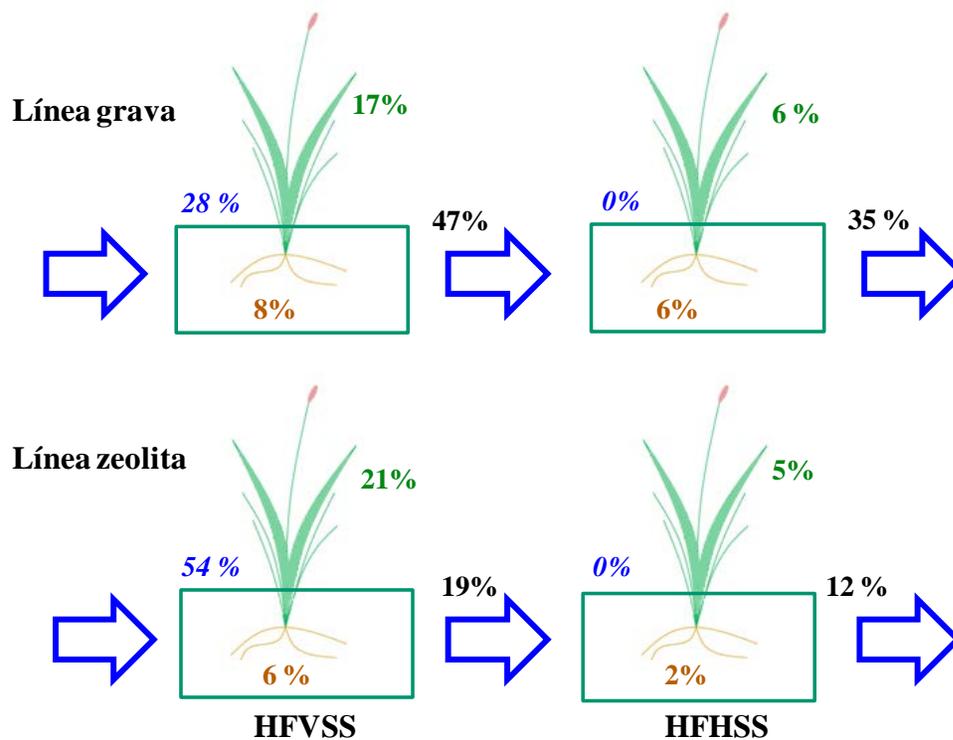


Figura 19: Eliminación de fósforo dentro del humedal. Hojas, Raíz, Retención dentro del humedal, y salida.

4.3. Evolución de las plantas (*Scirpus californicus*)

Las plantas tuvieron un rol importante en la eliminación de nutrientes, ya que captaron hasta un 27% del $P-PO_4^{-3}$ y hasta un 34% del nitrógeno (medido como $N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$) por celda de humedal para ambas líneas, tal como se observa en la Figura 19 y Figura 18. Entre la zona radicular y la foliar se encontró un 35% más de retención por la parte foliar, y esto es debido a que las plantas traslocan los nutrientes hacia la zona foliar como almacenamiento (Dykyjová y Květ, 1978; Garver y col., 1988).

Según bibliografía las plantas captan entre un 10 y 20% (García y Corzo, 2008) de los nutrientes presentes en las aguas servidas y específicamente *Scirpus* capta el 25% del NT y PT (Tanner, 2001), similar a los valores encontrados por este trabajo.

Las capacidad de eliminación de las plantas están en el rango de 14 a 156 g/m^2 para el nitrógeno, y entre 1,4 y 37,5 g/m^2 para el fósforo, (*Typha*, *Phragmites* y *Scirpus*) (Reddy y DeBusk, 1987). *Scirpus californicus* como macrófita en Estados Unidos

presento valores de nutrientes que estuvieron en el rango de los 37,5 - 170,2 g/m² para el nitrógeno y de 1,5-13,4 g/m² para el fósforo (Adhikari y col., 2011). Los valores encontrados en esta tesis, están en el rango de los 32,67 y 159,67 g/m² para el nitrógeno y de 6,67-24,33 g/m² para el fósforo, siendo similares a los encontrados por otros autores, concluyendo que las plantas aportan a la eliminación de nutrientes en el sistema.

Cabe destacar que para todas las plantas la captación de fósforo por las plantas fue un 28% menor que las observadas para el nitrógeno y esto ya había sido encontrado por Brix (1994).

La producción de biomasa del sistema estuvo en el rango de los 5-15 kg/m² y es similar a lo encontrado en Adhikari y col. (2011). La línea de grava presentó un 39% más de crecimiento y se debe a que al poseer un mayor tamaño de partícula (3/4" a 1") con respecto a la zeolita (1/2"), el sistema presenta más espacio entre las partículas, que permite mayor crecimiento de las raíces, y que a la baja capacidad de adsorción de la grava, permite una captación hasta un 31% mayor de nutrientes por parte de la planta.

La diferencia observada entre el crecimiento de las plantas en los humedales HFVSS y HFHSS sobre el 65%, es debido que los últimos presentan concentraciones de materia orgánica y nutrientes menores que las encontradas en los HFVSS, ya que éstos remueven más del 70% de los nutrientes y materia orgánica presente en el agua servida.

Las plantas además de captar nutrientes, transfirieron oxígeno al sistema mediante las raíces, y esto se comprueba al observar los HFHSS que sin tener aireación externa presentan valores de OD cercano a 1,5 mg/L y POR mayores a -50 mV en las etapas II y IV, además de presentar eliminación de NH₄⁺ mediante nitrificación para todas las etapas. Sin embargo, la disminución de eliminación hasta en un 90% (en el caso del PO₄⁻³ por ejemplo) de los parámetros, muestran que la oxigenación de las plantas no es suficiente y es necesario combinar con aireación artificial para obtener eliminaciones sobre el 70% de materia orgánica y nutrientes.

4.4. Reutilización del medio de soporte

La zeolita tal como se observa en la Tabla 8 tuvo un efecto similar a un fertilizante respecto a la producción de biomasa de *Lolium perenne* (5,01 kg/m² y 6,36 kg/m² respectivamente) lo que también ha sido observado en otros trabajos donde se ha aplicado el fósforo mediante la zeolita o directamente en un fertilizante (Ahmed y col., 2010; Cucarella, 2010).

La zeolita tiene la capacidad de liberar los nutrientes lentamente (Monte y col, 2009) y como se observa en la Tabla 9, la concentración de fósforo al finalizar el experimento en las macetas con zeolita, aumentó en un 58%, en lugar de disminuir, lo que demuestra que la zeolita libera los nutrientes cuando estos son requeridos por la planta (Ahmed y col., 2010). Esto también permite que las plantas en la línea de zeolita tengan hasta un 30% más de fósforo que las de las macetas con fertilizante. El mayor porcentaje de nitrógeno dentro de las plantas (hasta ocho veces mayor que el porcentaje de fósforo) es debido a los requerimientos de la ballica, que posee requerimientos de nitrógeno de 50 kg/ha y de fósforo de solo 20 kg/ha (Demagnet. 2008).

5. CONCLUSIONES

- El sistema híbrido de humedales artificiales que utilizan como medio de soporte grava o zeolita, alcanza eliminaciones de materia orgánica y nutrientes superiores al 70% (a lo largo del tiempo), por lo que son una alternativa para la depuración de aguas servidas producidas en núcleos humanos de baja densidad poblacional.

- La zeolita como medio de soporte presenta diferencias significativas ($p < 0,05$) respecto a la grava, alcanzando eliminaciones de DQO, SST, NH_4^+ y PO_4^{-3} hasta un 40% superiores, por lo que es más eficiente que la grava en la eliminación de materia orgánica y nutrientes.

- El aire ejerce una influencia en las eficiencias de eliminación de contaminantes, y dentro de las cuatro etapas evaluadas, la etapa III (4 horas diarias) es la más eficiente, al presentar mejoras de hasta 15% con respecto las demás etapas.

- *Scirpus californicus* crece bajo las condiciones de estudio, y tiene un efecto en la depuración de las aguas servidas, captando hasta un 30% de los nutrientes cuando se desarrolla en la línea de grava o zeolita.

- Sin importar la variabilidad del influente, las concentraciones efluentes del sistema se mantuvieron estables durante todo el tiempo de operación, demostrando que se trata de sistemas robustos para el tratamiento de aguas servidas de núcleos humanos baja densidad poblacional

- La zeolita reutilizada como fertilizante, alcanza tasas de producción de biomasa para ballica (*Lolium perenne*), similares a las obtenidas por un fertilizante comercial, concluyéndose que la zeolita puede ser potencialmente reutilizada, después de haber sido empleada como medio de soporte en humedales artificiales para tratamiento de aguas servidas.

- De acuerdo a todo lo antes indicado, se aprueba la hipótesis de trabajo, y se indica que el uso de zeolita natural como medio de soporte en sistemas híbridos de humedales artificiales que se emplean para la depuración de aguas servidas, presenta mayores eficiencias de eliminación de materia orgánica y nutrientes, que un sistema que utiliza grava como medio de soporte.

6. AGRADECIMIENTOS

Primero a la Dra. Gladys Vidal por permitirme la realización de esta tesis y por su apoyo y ayuda durante todo el desarrollo de ésta, y al candidato a Doctor en Ciencias Ambientales, Leonardo Vera por estar siempre dispuesto a resolver cualquier duda surgida durante el desarrollo de esta tesis y por su apoyo durante su realización. No puedo olvidar a todos los integrantes del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA) del Centro EULA, por todos los consejos y buenos momentos brindados a lo largo de mi estadía en el grupo.

También al Fondo de Innovación Tecnológica de la Región del Biobío (CORFO-INNOVA BIOBIO), con su línea de apoyo de tesis de pregrado, por el financiamiento otorgado al proyecto código: INNOVA BIO BIO 10 CH S2 680 F11: “Alternativas de tratamiento de aguas servidas para núcleos humanos de baja densidad poblacional mediante sistemas híbridos de humedales artificiales” que permitió la realización de esta tesis, y a la Secretaria Ejecutiva de Producción Limpia de la Región del Bio Bio por el 3° lugar otorgado en el Concurso Tesis sobre Producción Limpia en la Región del Bio Bio año 2011.

A la empresa sanitaria ESSBIO por facilitar el influente utilizado para el desarrollo de esta tesis.

Finalmente al Dr. Marco Sandoval del Departamento de Suelos de la Facultad de Agronomía y a la Dr. Katia Sáez del Departamento de Estadística de la Facultad de Ciencias Física y Matemáticas, por ayuda en los ensayos con plantas y análisis estadísticos de esta tesis, respectivamente.

7. REFERENCIAS

Abidi, S., Kallali, H., Jedidi, N., Bouzaiane, O., y Hassen, A. (2009). Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. *Desalination.*, 246:370-377.

Adhikari, A. R., Acharya, K., Shanahan, S. y Zhou, X. (2011). Removal of nutrients and metals by constructed and naturally created wetlands in the Las Vegas Valley, Nevada. *Environ. Monit. Assess.*, 180: 97-113.

Aguirre, P. (2004). Mecanismos de eliminación de la materia orgánica y de los nutrientes en humedales construidos de flujo subsuperficial. En: García J, Morató J, Bayona J (Eds). *Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos*. Ediciones CPET, Barcelona, 17-30 pp.

Ahmed, O., Sumalatha, G., y Nik Muhamad, A. (2010). Use of zeolite in maize (Zeamays) cultivation on nitrogen, potassium and phosphorus uptake and use efficiency. *Int. J.*, 5:2393-2401.

Alarcón E. (2008). Evolución en el tratamiento de aguas servidas en la zona centrosur de Chile período 2000-2010. XXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS. Octubre 14-18. Santiago, Chile.

Albuquerque, A., Arendacz, M., Gajewska, M., Obarska-Pempkowiak, H., Randerson, P., y Kowalik, P. (2009). Removal of organic matter and nitrogen in an horizontal subsurface flow (HSSF) constructed wetland under transient loads. *Water Sci. Technol.*, 60:1677-1682.

American Public Health Association (APHA) (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* 20th Ed. (Clescerl, L.; Greenberg, A.; Eaton, A., ed) Washington, D.C,1325 pp

Andreottola, G., Oliveira, E., Foladori, P., Peterlini, R., y Ziglio, G. (2007) Respirometric techniques for assessment of biological kinetics in constructed wetland. *Water Sci. Technol.*, 56: 255-261.

Andrés, E. (2010). Evaluación de la capacidad de retención de fósforo mediante procesos de adsorción empleando zeolita, y su aplicación en sistemas de humedales

construidos para la depuración de aguas residuales urbanas. Tesis para obtener el grado de Ingeniero Químico, Universidad de Valladolid, España. 93 pp.

Asano, T. (2007). *Water reuse: issues, Technologies and applications*. Ed. McGraw-Hill, New York, 1570 pp.

Austin, D. y Nivala, J. (2009). Energy requirements for nitrification and biological nitrogen removal in engineered wetlands. *Ecol. Eng.*, 35:184-192.

Báez, J. (2004). *Ingeniería Ambiental. Sistema de recolección y evaluación de aguas residuales y pluviales*. Editorial Universidad del Norte. 268 pp.

Barañaño, P. y Tapia, L. (2004). Tratamiento de las Aguas Servidas: Situación en Chile. *Cienc. Trab.*, 6:111-117.

Behrends, L., Houke, L., Bailey, E., Jansen, P. y Brown, D. (2001). Reciprocating constructed wetlands for treating industrial, municipal, and agricultural wastewater. *Water Sci. Technol.*, 44:399-405.

Brix, H. (1994). Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe. En: *Global Wetlands: Old World and New* (Mitsch, W.J., ed), Elsevier, Amsterdam, 992 pp.

Brix, H., Schierup, H. y Arias, C. (2007). Twenty years experience with constructed wetland system in Denmark – what did we learn?. *Water Sci. Technol.*, 56:63-68.

Buresh, R., Casselman, M. y Patrick, W. (1980) Nitrogen fixation in flooded soil systems: a review. *Adv. Agron.*, 33:149-192.

Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D., y García, J. (2007). Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Res.*, 41:1388-1398

Chazarenc, F., Gagnon, V., Comeau, Y., y Brisson, J. (2009). Effect of plant and artificial aeration on solids accumulation and biological activities in constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 35:1005-1010.

Cucarella, V. (2007). Phosphorus recycling from wastewater to agriculture using reactive filter media. Thesis for Master degree in Land and Water Resources Engineering. KTH Royal Institute of Technology, Suiza 28 pp.

Cucarella, V. y Renman, G. (2009). Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments-a comparative study. *J. Environ. Qual.*, 38: 381-392.

Demagnet, F.R. 2008. Manual de Especies Forrajeras y Manejo de Pastoreo. PDP Watt's, Corfo, Universidad de La Frontera. Valdivia, Chile, 193 p.

Di Rienzo, J., Casanoves F., Balzarini M., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. (2011) InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J. y Smith, K. (1999). Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Res.*, 33:3595-3602.

Dykyjová, D. y Květ, J. (1978) Pond littoral ecosystems: structure and functioning. (Dykyjová D. y Květ J. ed), Springer-Verlag, 464 pp.

Faulkner, S., y Richardson, C. (1989). Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. *Constructed Wetlands for Waste Water Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural* (Hammer, A., ed), Lewis Publishers, 831 pp

Faulwetter, J., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr M., Brisson J., Camper A. y Stein O. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecol. Eng.*, 35:987-1004.

Fernández, J., Beascoechea, E., Muñoz y Curt, M. (2005). Manual de Fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación (Fernandez, J. ed) U. P. d. M. Ayuntamiento de Lorca, Fundación Global Nature, Obra Social, Proyecto Life, Fundación Global Nature. 128 pp.

García, J. y Corzo, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos: guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. 108 pp.

Garver E., Dubbe D. y Pratt D. (1988). Seasonal patterns in accumulations and partitioning of biomass and macronutrients in *Typha spp.* *Aquat. Bot.*, 32:115–127.

Gersberg, R., Elkins, B., y Goldman, C. (1984). Use of artificial wetlands to remove nitrogen from wastewater. *J. Water Pollut Control Fed.* 56: 152–156.

Greenway, M. (2005). The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Ecol. Eng.*, 25:501-509.

Gusewell, S. y Koerselman, W. (2002). Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspect. Plant. Ecol. Evol. Syst.*, 5:37-61.

Hagman, M. y la Cour Jansen, J. (2007). Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants. *Vatten*, 63:131-138.

Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J., y Arvin, E. (2002). *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. Heidelberg Springer, 430 pp.

Howarth, R., Marino, R., Lane J., y Cole J. (1988). Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems, 1: Rates and importance. *Limnol. Oceanogr.*, 33:669-687.

Instituto Nacional de Estadística (INE) (2002). *Glosario de términos de demografía y estadísticas vitales*. 11 pp.

Kadlec, R. y Knight, R. (1996). *Treatment Wetlands*, Lewis Publishers, CRC Press, 893 pp.

Kadlec, R. y Wallace S. (2009). *Treatment Wetlands*, (Kadlec R. y Wallace S. ed) Taylor & Francis Group, 1016 pp.

Karapinar, N. (2009). Application of natural zeolite for phosphorus and ammonium removal from aqueous solutions. *J. Hazard Mater.*, 179:1186-1191.

Keddy, P., Twolan-Strutt, L. y Wisheu, I. (1994). Competitive effect and response rankings in 20 wetland plants: are they consistent across three environments?. *J. Ecol.*, 82:635-643.

Lee, C., Fletcher T. y Sun G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.*, 9:11-22.

Luna, V. y Ramírez. H. (2004). Medios de soporte alternativos para la eliminación de fósforo en humedales artificiales. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 20:31-38.

Metcalf y Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*, Editorial McGraw-Hill , 1485 pp.

Morato, J., Codony, F., y Mas, J. (2005). Utilisation of a packed-bed biofilm reactor for the determination of the potential of biofilm accumulation in water systems. *Biofouling*, 21:151-60.

Moreno, L., Fernández, M., Rubio, J., Calaforra, J., Lopez, J., Beas, J., Alcaín, G., Murillo, J. y Gómez, J. (2003). La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno. Fundamentos y casos prácticos, http://www.igme.es/internet/web_aguas/igme/publica/depuracion_aresidual/indice.htm 150 pp.

Mosquera-Corral, A., González, F., Campos, J., y Méndez, R. (2005). Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. *Process Biochem.*, 40:3109-3118.

Monte, M., Middea, A., Paiva, P., Bernardi, A., Rezende, N., Baptista-Filho, M., Silva, M., Vargas, H., Amorim, H., y Souza-Barros, F. (2009). Nutrient release by a Brazilian sedimentary zeolite. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 81:641-653

O'Hogain, S. (2003). The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system. *Water Sci. Technol.*, 48:119-126.

Ouellet-Plamondon, C., Chazarenc, F., Comeau, Y., y Brisson, J. (2006). Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecol. Eng.* 27:258-264.

Ramallo, R. (1983). Tratamiento de aguas residuales, Editorial. Reverté. 705pp.

Reddy, K. y DeLaune, R. (2008). Biogeochemistry of wetlands: science and applications. Taylor & Francis Group. 806 pp.

Reddy, K., y DeBusk, W. (1984). Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water. I. Water hyacinth, water lettuce and pennywort. *Econ. Bot.*, 38:229-239.

Rhue, R y Harris, W.(1999) Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments, en Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems. (Reddy K, O'Connor G y Schelske C, ed) pp 187-206, CRC Press, Florida.

Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., Mora, M, Flores. H., Neaman, A. (2006). Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Centro Regional de Investigación La Platina, Serie N°30, 164 pp.

Sakadevan, K. y Bavor, H. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Res.*, 32:393–399.

Singh, R., y Agrawal, M. (2010). Effect of different sewage sludge applications on growth and yield of *Vigna radiata L.* field crop: metal uptake by plant. *Ecol. Eng.*, 36:969–972.

Stefanakis, A., Akratos, C., Gikas, G. y Tsihrintzis, V. (2009). Effluent quality improvement of two pilot-scale, horizontal subsurface flow constructed wetlands using natural zeolite (clinoptilolite). *Micropor. Mesopor. Mat.*, 124:131-143.

Stein, O. y Hook, P. (2005). Temperature, plants, and oxygen: How does season affect constructed wetland performance?. *J. Environ. Sci. Heal.*, 40:1331-1342.

Stowell, R, Ludwig, R, Colt, J. y Tchobanoglous, G. (1981). Concepts in aquatic treatment system design. *J. Env. Eng.*, 107:919–940.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) (2010), Informe anual de coberturas urbanas de servicios sanitarios

Suthersan, S. (2002). *Natural and Enhanced Remediation Systems*, Acradis, Lewis Publisher, 440 pp.

Tang, X., Huang, S., Scholz, M., y Li, J. (2008). Nutrient Removal in Pilot-Scale Constructed Wetlands Treating Eutrophic River Water: Assessment of Plants, Intermittent Artificial Aeration and Polyhedron Hollow Polypropylene Balls. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197:61-73.

Tanner, C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Sci. Technol.*, 44:9-17.

Tao, M., He, F., Xu, D., Li, M., y Wu, Z. (2010). How Artificial Aeration Improved Sewage Treatment of an Integrated Vertical-Flow Constructed Wetland., *Polish J. of Environ. Stud.*, 19:183-191.

Tunçsiper, B. (2009). Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system. *Desalination*, 247:466-475.

United States Department of Agriculture (USDA) (2007) .Plant Database Sheet. http://plants.usda.gov/java/profile?symbol=SCCA11&photoID=scca11_001_avp.tif

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (1999). Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, 166 pp.

von Sperling, M. (2007). Basic Principles of Wastewater Treatment: Biological Wastewater Treatment Volume 2. International Water Association (IWA) Publishing, 212 pp, London.

von Sperling, M. (2007). Waste Stabilization Ponds. London, International Water Association (IWA) Publishing. 168 pp, London.

Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.*, 18:633-646.

Vymazal, J. (2005). Horizontal subsurface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.*, 25:478-490.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, 380:48-65.

Vymazal, J. y Kröpfelová, L. (2008). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow (Alloway B. y Trevors, J., ed) Springer, 566 pp.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., Grüneberg, B. y Kern, J., (2000). Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands. 7th International Conference of Wetlands Systems for Water Pollution Control, November 11–16 Lake Buena Vista, Florida.

Wallace, S. y Knight, R. (2006). Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements, Final Report, Project 01-CTS-5, Water Environment Research Foundation, 350 pp.

Wang, S. y Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chem. Eng. J.*, 156:11-24.

Water Environment Federation (WEF) (2008). Operation of municipal wastewater treatment plants, McGraw-Hill Professional, 1296 pp, Virginia.

Weatherly G.y Miladinovic N. (2004). Comparison of the ion exchange uptake of ammonium ion onto New Zealand clinoptilolite and modenite. *Water Res.* 38: 4305–4312.

Weedon, C. (2003). Compact vertical flow constructed wetland systems – first two years' performance. *Water Sci. Technol.*, 48:15-23.

Wen, T., Zhang, X., Zhang, H. Q., y Liu, J. D. (2010). Ammonium removal from aqueous solutions by zeolite adsorption together with chemical precipitation. *Water Sci. Technol.*, 61:1941-1947.

Widiastuti, N., Wu, H., Ang, M. y Zhang, D. (2008). The potential application of natural zeolite for greywater treatment. *Desalination*, 218:271-280.

Yang, J., Ma, Z., Ye, Z., Guo, X., y Qiu, R. (2010). Heavy metal (Pb, Zn) uptake and chemical changes in rhizosphere soils of four wetland plants with different radial oxygen loss. *J. Environ. Sci.*, 22:696–702.

Zhang, L., Zhang, L., Liu, Y., Shen, Y., Liu, H., y Xiong, Y. (2010). Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. *Desalination*, 250:915-920.

8. ANEXOS

1. Resultados análisis estadísticos

Tabla para la determinación de normalidad

| Parámetro | Etapas | Línea | Humedal | Valor | ¿Es Normal? |
|------------------|--------|---------|---------|--------|-------------|
| DBO ₅ | I | grava | HFVSS | 0,719 | SI |
| | | | HFHSS | 0,756 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,073 | NO |
| | | | HFHSS | 0,854 | SI |
| | II | grava | HFVSS | 0,751 | SI |
| | | | HFHSS | 0,765 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,117 | SI |
| | | | HFHSS | 0,639 | SI |
| | III | grava | HFVSS | 0,780 | SI |
| | | | HFHSS | 0,034 | NO |
| | | zeolita | HFVSS | 0,033 | NO |
| | | | HFHSS | 0,704 | SI |
| | IV | grava | HFVSS | 0,031 | NO |
| | | | HFHSS | 0,556 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,537 | SI |
| | | | HFHSS | 0,512 | SI |
| DQO | I | grava | HFVSS | 0,001 | NO |
| | | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | | zeolita | HFVSS | 0,562 | SI |
| | | | HFHSS | 0,467 | SI |
| | II | grava | HFVSS | 0,088 | SI |
| | | | HFHSS | 0,568 | NO |
| | | zeolita | HFVSS | 0,001 | NO |
| | | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | III | grava | HFVSS | 0,237 | SI |
| | | | HFHSS | 0,645 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,372 | SI |
| | | | HFHSS | 0,294 | SI |

| Parámetro | Etapas | Línea | Humedal | Valor | ¿Es Normal? |
|------------------------------|--------|---------|---------|--------|-------------|
| SST | IV | grava | HFVSS | 0,556 | SI |
| | | | HFHSS | 0,005 | NO |
| | | zeolita | HFVSS | 0,676 | SI |
| | | | HFHSS | 0,001 | NO |
| | I | grava | HFVSS | 0,696 | SI |
| | | | HFHSS | 0,560 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,001 | NO |
| | | | HFHSS | 0,066 | SI |
| | II | grava | HFVSS | 0,193 | SI |
| | | | HFHSS | 0,271 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,638 | SI |
| | | | HFHSS | 0,435 | SI |
| | III | grava | HFVSS | 0,001 | SI |
| | | | HFHSS | 0,105 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | <0,001 | SI |
| | | | HFHSS | 0,420 | SI |
| | IV | grava | HFVSS | 0,206 | SI |
| | | | HFHSS | 0,027 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,130 | SI |
| | | | HFHSS | 0,245 | SI |
| NH ₄ ⁺ | I | grava | HFVSS | 0,485 | SI |
| | | | HFHSS | 0,386 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,059 | SI |
| | | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | II | grava | HFVSS | 0,087 | SI |
| | | | HFHSS | 0,447 | SI |
| | | zeolita | HFVSS | 0,131 | SI |
| | | | HFHSS | 0,149 | SI |
| | III | grava | HFVSS | <0,001 | NO |
| | | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | | | HFVSS | <0,001 | NO |

| Parámetro | Etapa | Línea | Humedal | Valor | ¿Es Normal? |
|-------------------------------|-------|-------|---------|--------|-------------|
| NO ₃ ⁻ | IV | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | | | HFVSS | 0,112 | SI |
| | | | HFHSS | 0,574 | SI |
| | | | HFVSS | 0,001 | NO |
| | | | HFHSS | 0,068 | SI |
| | I | | HFVSS | 0,046 | NO |
| | | | HFHSS | 0,183 | SI |
| | | | HFVSS | 0,008 | NO |
| | | | HFHSS | 0,240 | SI |
| | II | | HFVSS | <0,001 | NO |
| | | | HFHSS | 0,052 | SI |
| | | | HFVSS | <0,001 | NO |
| | | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | III | | HFVSS | <0,001 | NO |
| | | | HFHSS | 0,243 | SI |
| | | | HFVSS | 0,003 | NO |
| | | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | IV | | HFVSS | 0,069 | SI |
| | | | HFHSS | 0,110 | SI |
| | | | HFVSS | <0,001 | NO |
| HFHSS | | | <0,001 | NO | |
| PO ₄ ⁻³ | I | | HFVSS | 0,008 | NO |
| | | | HFHSS | 0,020 | NO |
| | | | HFVSS | 0,005 | NO |
| | | | HFHSS | 0,008 | NO |
| | II | | HFVSS | 0,013 | NO |
| | | | HFHSS | 0,046 | NO |
| | | | HFVSS | <0,001 | NO |
| | | | HFHSS | 0,076 | SI |
| | III | grava | HFVSS | 0,073 | SI |
| | | | HFHSS | 0,775 | SI |

| Parámetro | Etapas | Línea | Humedal | Valor | ¿Es Normal? |
|-----------|--------|---------|---------|--------|-------------|
| | | zeolita | HFVSS | 0,405 | SI |
| | | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | IV | grava | HFVSS | 0,001 | NO |
| | | | HFHSS | <0,001 | NO |
| | | zeolita | HFVSS | 0,910 | SI |
| | | | HFHSS | 0,295 | SI |

Tabla estadística de comparación de efluentes.

| Comparación | Factor equivalente | Etapas | DBO ₅ | DQO | SST | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ | PO ₄ ⁻³ |
|-------------------------------------|--------------------|--------|------------------|--------|-------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| HFVSS vs HFHSS | grava | I | 0,772 | 0,828 | 0,010 | 0,013 | 0,554 | 0,171 |
| | | II | 0,365 | 0,737 | 0,686 | <0,001 | <0,001 | >0,999 |
| | | III | 0,075 | 0,001 | 0,290 | 0,001 | 0,632 | 0,621 |
| | | IV | 0,761 | 0,946 | 0,007 | 0,003 | 0,052 | >0,999 |
| Medio de soporte (grava vs zeolita) | zeolita | I | 0,222 | 0,022 | 0,020 | 0,731 | 0,424 | 0,136 |
| | | II | 0,830 | 0,764 | 0,459 | 0,016 | >0,999 | >0,999 |
| | | III | 0,794 | 0,222 | 0,152 | 0,073 | 0,829 | >0,999 |
| | | IV | 0,560 | 0,623 | 0,594 | 0,355 | 0,900 | >0,999 |
| Medio de soporte (grava vs zeolita) | HFVSS | I | 0,668 | 0,026 | 0,043 | <0,001 | 0,250 | <0,001 |
| | | II | 0,162 | 0,049 | 0,952 | <0,001 | <0,001 | <0,001 |
| | | III | 0,160 | <0,001 | 0,115 | <0,001 | >0,999 | <0,001 |
| | | IV | 0,155 | 0,009 | 0,278 | 0,001 | >0,999 | <0,001 |
| Estrategia de aireación | HFHSS | I | 0,573 | 0,059 | 0,254 | <0,001 | >0,999 | <0,001 |
| | | II | 0,937 | 0,666 | 0,972 | <0,001 | >0,999 | <0,001 |
| | | III | 0,843 | 0,624 | 0,005 | <0,001 | 0,677 | <0,001 |
| | | IV | 0,840 | 0,699 | 0,158 | 0,010 | 0,060 | <0,001 |
| Estrategia de aireación | grava HFVSS | | 0,507 | 0,002 | 0,657 | <0,001 | <0,001 | 0,0675 |
| | | | 0,129 | 0,022 | 0,025 | <0,001 | <0,001 | 0,0046 |
| | | | 0,327 | <0,001 | 0,753 | 0,004 | <0,001 | <0,001 |
| | | | 0,450 | 0,040 | 0,021 | <0,001 | <0,001 | 0,001 |