



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES**



**EVALUACION DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PLANTADOS CON
ESPECIES ORNAMENTALES EN LA ELIMINACION DE MATERIA ORGANICA,
NUTRIENTES Y CONTAMINANTES PATOGENOS
DE AGUAS SERVIDAS DE ORIGEN RURAL**

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

VIVIANA EDITH BURGOS SALGADO

CONCEPCION (Chile), 2015



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES**



**EVALUACION DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PLANTADOS CON
ESPECIES ORNAMENTALES EN LA ELIMINACION DE MATERIA ORGANICA,
NUTRIENTES Y CONTAMINANTES PATOGENOS DE AGUAS SERVIDAS DE
ORIGEN RURAL**

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

Alumno: Viviana Edith Burgos Salgado

Profesor guía: Dra. Gladys Vidal Sáez

CONCEPCION (Chile), 2015

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis fue realizada con el financiamiento otorgada por el proyecto INNOVA BIO BIO N°13.3327-IN.IIP "Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural".



Agradezco en primer lugar a la Dra. Gladys Vidal Sáez por brindarme la confianza de realizar esta tesis y permitirme colaborar en el proyecto antes mencionado, de igual manera a la Srta. Francisca Araya, Bioingeniero que puso a su disposición toda su experiencia y paciencia en todo el desarrollo de este estudio que estuvo al amparo de todo el Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA) del Centro EULA.

También, no habría podido llegar a esta instancia sin el apoyo permanente de mi esposo Cristian Paz, quien me inspira constantemente a cumplir mis objetivos, para él y Helena dedico todo mi trabajo.

Finalmente, creo que Dios es soberano en mi vida por lo que mi agradecimiento final a El que me acompaña siempre.

*“Sólo es posible avanzar cuando se mira lejos.
Solo cabe progresar cuando se piensa en grande”.*

José Ortega y Gasset

INDICE GENERAL

RESUMEN.....	11
ABSTRACT.....	13
1. INTRODUCCIÓN.....	15
1.1. Las aguas servidas.....	15
1.2. Tratamiento de aguas servidas.....	17
1.3. Humedales Construidos.....	19
1.3.1. Componentes de los HC.....	19
1.3.2. Funciones de las plantas en humedales construidos.....	22
1.3.3. Plantas ornamentales en humedales construidos.....	23
1.3.4. Clasificación de los HC.....	26
1.4. Mecanismos de eliminación de contaminantes en HC.....	30
1.4.1. Eliminación de Solidos Suspendidos (SS).....	30
1.4.2. Eliminación de Materia Orgánica (MO).....	30
1.4.3. Eliminación de Nitrógeno (N).....	32
1.4.4. Eliminación de Fosforo (P).....	33
1.4.5. Eliminación de contaminantes patógenos.....	33
2. HIPÓTESIS.....	36
3. Objetivo general.....	36
3.1. Objetivos específicos.....	36
4. METODOLOGÍA.....	37
4.1. Influyente.....	37
4.2. HCFSSH a escala de laboratorio.....	37
4.2.1. Descripción del sistema en estudio.....	37
4.2.2. Operación de los humedales.....	39
4.2.3. Monitoreo de los humedales.....	40
4.2.4. Evaluación de las plantas.....	41
4.3. Métodos Analíticos.....	42
4.3.1. Parámetros Físico Químicos.....	42
4.3.2. Análisis de Patógenos.....	42

4.3.3. Metodología para el cálculo de resultados.....	43
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	46
5.1. Caracterización fisicoquímica del influente.....	46
5.2. Caracterización de los efluentes.....	48
5.2.1. Parámetros operacionales.....	48
5.2.2. Caracterización fisicoquímica.....	52
5.3. Comportamiento de la operación de los HCFSSH.....	56
5.3.1. Eliminación de MO y SS.....	56
5.3.2. Eliminación de Nutrientes.....	61
5.3.3. Eliminación de Patógenos.....	62
5.4. Efecto en la vegetación en la operación de los HCFSS.....	67
5.4.1. Registro visual.....	67
5.4.2. Análisis foliar y carbono.....	73
5.5. Balance de nitrógeno y fósforo.....	75
5.6. Balance de MO.....	77
6. CONCLUSIONES.....	79
7. BIBLIOGRAFIA.....	81

INDICE TABLAS

Tabla 1. Composición típica para un AS doméstica.....	16
Tabla 2. Principales funciones de los componentes en un humedal.....	21
Tabla 3. Principales funciones de las plantas en HC.....	22
Tabla 4. Frecuencia de medición parámetros convencionales calidad de aguas.....	41
Tabla 5. Parámetros de calidad y caracterización fisicoquímica de los influentes correspondientes a diferentes VCO evaluadas.....	46
Tabla 6. Caracterización fisicoquímica de los efluentes de cada sistema en estudio al operar los humedales con VCO: $0,013\pm 0,003$ kg/m ³ ·día.....	53
Tabla 7. Caracterización fisicoquímica de los efluentes de cada sistema en estudio al operar los humedales con VCO: $0,023\pm 0,003$ kg/m ³ ·día.....	54
Tabla 8. Caracterización fisicoquímica de los efluentes de cada sistema en estudio al operar los humedales con VCO: $0,053\pm 0,018$ kg/m ³ ·d.....	55
Tabla 9. Resultados Análisis Básico foliar.....	74
Tabla 10. Balance de Nitrógeno en los HC.....	75
Tabla 11. Balance de Fósforo en los HC.....	77
Tabla 12. Balance de Materia orgánica en las celdas.....	78

INDICE FIGURAS

Figura 1. <i>Zantedeschia aethiopica</i>	24
Figura 2. <i>Cyperus papyrus</i>	25
Figura 3. <i>Iris pseudacorus</i>	25
Figura 4. <i>Eichhornia crassipes</i>	26
Figura 5. Clasificación de humedales construidos.....	27
Figura 6. Esquema de HC, de acuerdo a la hidrología del sistema, (A) HC flujo superficial; (B) HC flujo subsuperficial vertical; (C) HC flujo subsuperficial horizontal.....	29
Figura 7. Detalle de las celdas implementadas para experimentación.....	37
Figura 8. Humedales construidos a escala laboratorio.....	38
Figura 9. Tubo muestreador con cilindro de malla con material de soporte retenido.....	39
Figura 10. Diseño del Sistema de Humedales; (●) puntos de muestreo.....	40
Figura 11. Variación de pH en cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO evaluadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	48
Figura 12. Variación de POR en cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO evaluadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	49
Figura 13. Variación de Temperatura en cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO evaluadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	50
Figura 14. Variación de OD en cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO evaluadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	52
Figura 15. Eficiencias de eliminación de DBO ₅ para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (□) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (■) HC4- <i>Papiro</i>	

<i>egipcio</i>	56
Figura 16. Eficiencias de eliminación de DQO para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	57
Figura 17. Eficiencias de eliminación de COT para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	58
Figura 18. Eficiencias de eliminación de SST para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	60
Figura 19. Eficiencias de eliminación de SSV para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	60
Figura 20. Eficiencias de eliminación de PO_4^{-3} para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	61
Figura 21. Eficiencias de eliminación de NH_4^+ para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	62
Figura 22. Concentraciones de salida de CT para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	64
Figura 23. Concentraciones de salida de CF para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■)	

HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	64
Figura 24. Concentraciones de salida de CF para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- <i>Lirio acuático</i> ; (■) HC2- <i>Jacinto de agua</i> ; (■) HC3- <i>Tulbagia</i> ; (□) HC4- <i>Papiro egipcio</i>	66
Figura 25: Registro fotográfico de la evolución de la vegetación a lo largo del período de operación de los sistemas.....	68
Figura 26. Evolución HC1- <i>Lirio acuático</i> durante los períodos de operación.....	69
Figura 27. Evolución HC2- <i>Jacinto de agua</i> durante los períodos de operación.....	70
Figura 28. Evolución HC3- <i>Tulbagia</i> durante los períodos de operación.....	71
Figura 29. Evolución HC4- <i>Papiro egipcio</i> durante los períodos de operación.....	72
Figura 30. Término del estudio y desarme de los HC.....	73

ACRONIMOS

AS	Aguas Servidas
Cfg	Colifagos
CF	Coliformes Fecales
CT	Coliformes Totales
DBO₅	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días
DQO	Demanda Química de Oxígeno
HC	Humedal Construido
HCFS	Humedal Construido de Flujo Superficial
HCFSS	Humedal Construido de Flujo Subsuperficial
HCFSSH	Humedal Construido de Flujo Subsuperficial Horizontal
HCFSSV	Humedal Construido de Flujo Subsuperficial Vertical
MO	Materia Orgánica
N	Nitrógeno
NT	Nitrógeno Total
NH₄⁺	Amonio
NT	Nitrógeno Total
OD	Oxígeno Disuelto
P	Fósforo
pH	Potencial de Hidrógeno
PO₄⁻³	Fosfato
POR	Potencial de Oxido-Reducción
PT	Fósforo Total
SS	Sólidos Suspendidos
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
TOC	Carbono Orgánico Total
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
VCO	Velocidad de Carga Orgánica

RESUMEN

La descarga de aguas servidas sin previo tratamiento es una práctica habitual en núcleos rurales y el impacto ambiental de estas descargas ha obligado a considerar algún tipo de tratamiento previo.

Una opción no convencional para el tratamiento de las aguas servidas son los humedales construidos, que consisten normalmente en un monocultivo o policultivo de plantas acuáticas, allí el efluente, pasa a través del humedal durante el tiempo de retención. El efluente es tratado mediante procesos físico químicos y bacteriológicos.

Las plantas juegan un papel fundamental en estos procesos y la selección de las especies depende de la adaptación de éstas al clima local, la tolerancia a concentraciones elevadas de contaminantes y su capacidad de asimilarlos, como también su resistencia a insectos y enfermedades.

El objetivo del presente trabajo es evaluar la capacidad de plantas ornamentales en la eliminación de contaminantes provenientes de aguas residuales de origen rural, mediante sistema de humedales construidos del tipo subsuperficial horizontal.

Para ello se construyeron cuatro sistemas de humedales a escala laboratorio con las especies ornamentales Lirio acuático (*Iris pseudacorus*); Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*); Tulbagia (*Tulbaghia violacea*) y Papiro egipcio (*Cyperus papyrus*), operando cada humedal al 25%, 50% y 100% de carga de aguas servidas, evaluando su capacidad de eliminación y la adaptación de cada especie.

Los resultados indican eliminaciones mayores al 90% de materia orgánica (medidos como DBO₅ y DQO) y de sólidos. Con respecto a la eliminación de nutrientes, la especie *papiro egipcio* presentó porcentajes mayores al 90%, muy superior a las especies *Lirio acuático*, *Tulbagia* y *Jacinto de agua*. La eliminación de microorganismos patógenos estuvo entre 1 y 2 UL/100mL, para todas las especies, acordes con estudios bibliográficos al respecto.

Finalmente, de las cuatro especies estudiadas, el lirio acuático no logró resistir el periodo de operación planteado, por lo que no se considera apto para su utilización en humedales construidos y se destaca la especie papiro egipcio para la eliminación de nutrientes en las aguas servidas de origen rural mediante un humedal construido subsuperficial horizontal.

ABSTRACT

The discharge of untreated wastewater is a common practice in rural communities; the environmental impact of these discharges has been forced to consider some type of prior treatment.

An unconventional choice for the treatment of wastewaters are artificial wetlands, which usually consist of a monoculture or polyculture of aquatic plants, the effluent, usually after receiving a pretreatment, passes through the wetland during the retention time. The effluent is treated by chemical and bacteriological physical processes.

Plants play a key role in these processes and the selection of the species depends on their adaptation to the local climate, tolerance to high concentrations of pollutants and their ability to assimilate, as well as resistance to insects and diseases.

The aim of this study is to evaluate the ability of ornamental plants in removing pollutants from wastewater from rural areas through constructed wetlands system of subsurface horizontal type.

To do this, four wetland systems at laboratory scale were constructed with ornamental Water flag (*Iris pseudacorus*); Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*); Tulbagia (*Tulbaghia violacea*) and Egyptian papyrus (*Cyperus papyrus*), operating each wetland to 25%, 50% and 100% load of wastewater disposal capacity evaluating and adapting each species.

The results indicate higher deletions 90% organic matter (measured as COD and BOD5) and solids. Regarding nutrient removal, Egyptian papyrus species had higher percentages of 90%, well above the water hyacinth, water hyacinth Tulbagia and species. The elimination of pathogenic microorganisms was one to two UL / 100 mL, for all species, consistent with the respect bibliographic studies.

Finally, from the four species studied, the water hyacinth failed to resist the period of proposed operation, then it is not considered suitable for use in constructed

wetlands. Egyptian papyrus species stands for nutrient removal from rural wastewater through horizontal subsurface artificial wetlands.

1. INTRODUCCION

1.1. Las aguas servidas

La generación de Aguas Servidas (AS) es una consecuencia inevitable de las actividades humanas, las cuales modifican las características fisicoquímicas y biológicas del agua de partida, contaminándola e invalidando su aplicación para otros usos. Se denominan AS a los residuos líquidos originados por las diferentes actividades humanas, los cuales son dispuestos en un sistema de alcantarillado mixto y/o segregado (Romero, 2004). Se entiende por sistema de alcantarillado mixto, al sistema que recibe una mezcla de AS, las cuales pueden ser de origen doméstico, industrial, agua de infiltración y agua lluvia; por otro lado, un sistema de alcantarillado segregado, recibe AS de origen doméstico o industrial (Von Sperling, 2007).

Cada AS es única en sus propiedades, caudal y características fisicoquímicas, las cuales dependen del tamaño de la población, del sistema de alcantarillado empleado, el nivel de industrialización y de la pluviometría (Henze *et al.*, 2002; Romero, 2004). Los principales contaminantes presentes en las AS son objetos gruesos (trozos de madera, plásticos, etc.), grasas y aceites, Sólidos en Suspensión (SS), Materia Orgánica (MO) biodegradable y refractaria, nutrientes (Nitrógeno (N), Fósforo (P)), contaminantes emergentes y/o prioritarios (fármacos, pesticidas, agentes ignífugos, etc.), metales pesados, microorganismos patógenos (virus, bacterias y patógenos) y sólidos inorgánicos disueltos, todos estos contaminantes pueden generar riesgos a la salud de las personas y afectar los ecosistemas acuáticos y su entorno. La Tabla 1 resume los rangos de concentración típicos encontrados para parámetros de interés medidos en AS domésticas.

Tabla 1. Composición típica para un AS doméstica. Modificada de Metcalf & Eddy (1995).

Parámetro	Unidad	Concentración
Sólidos Totales (ST)	mg/L	350 - 1200
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	mg/L	250 - 850
Sólidos en Suspensión (SS)	mg/L	100 - 350
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅, 20°C)	mg/L	110 - 400
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	250 - 1000
Nitrógeno (total en la forma N)	mg/L	20 - 85
Orgánico	mg/L	8 – 35
Amoníaco libre	mg/L	12 - 50
Fósforo (total en la forma P)	mg/L	4 – 15
Orgánico	mg/L	1 – 5
Inorgánico	mg/L	3 – 10
Coliformes totales	(NMP/100 mL)	10 ⁷ – 10 ⁹
Coliformes fecales	(NMP/100 mL)	10 ⁶ – 10 ⁸
Colifagos	(NMP/100 mL)	10 ³ – 10 ⁴
<i>Giardia lamblia</i>	(NMP/100 mL)	10 ³ – 10 ⁴
<i>Ascaris Lumbriscoides</i>	(NMP/100 mL)	10 ⁻² – 10 ⁰

Las poblaciones humanas pueden ser clasificadas de acuerdo al volumen de AS que generan; en este contexto la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA por su nombre en inglés, 2000) define como asentamientos rurales aquellos que generan un volumen de AS menor de 3800 m³ al día. En este mismo sentido, en Chile de acuerdo a información entregada por el Instituto Nacional de Estadística (INE, 2002), se considera como asentamiento rural, al asentamiento humano concentrado o disperso que posee 1000 o menos habitantes o entre 1001 y 2000 habitantes con menos del 50% de su población económicamente activa dedicada a actividades secundarias y/o terciarias.

1.2. Tratamiento de aguas servidas

El vertido de AS sin tratar puede generar serios riesgos para la salud humana y afectar el medio ambiente; es por ello que el tratamiento de las AS es de gran relevancia. El objetivo principal de este tratamiento es eliminar la mayor cantidad de contaminantes químicos y microbiológicos presentes en las AS antes de ser vertidas a un cuerpo de agua receptor, utilizando para ello procesos físicos, químicos y biológicos (Romero, 2004). Actualmente, las tecnologías de tratamiento de AS se clasifican en tratamientos convencionales y en sistemas de tratamientos naturales o no convencionales.

En los sistemas de **tratamiento convencionales** los procesos involucrados transcurren de forma secuencial en tanques y/o reactores a velocidades aceleradas gracias al aporte externo de energía; conllevan un elevado consumo energético y aporte de oxígeno (Metcalf & Eddy, 2003). En un tratamiento convencional, se pueden llevar a cabo los siguientes procesos: pre-tratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario.

El tratamiento primario se encarga de la eliminación de materia sedimentable y flotante mediante procesos físicos y químicos. Por su parte, el tratamiento secundario se encarga de la eliminación de compuestos solubles presentes en el AS, siendo principalmente aplicada para la eliminación de la MO; en esta etapa la depuración del AS ocurre a través de procesos biológicos. Finalmente, el tratamiento terciario tiene como objetivo, la eliminación de SS, MO residual, nutrientes (N y P) y microorganismos patógenos, a través de procesos físicos, químicos y biológicos (Ramalho, 1983).

Según datos de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS, 2013) más del 60% de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) en Chile, está constituida por sistemas de tratamiento convencionales denominados tecnología de lodos activados, los cuales pueden alcanzar eficiencias de eliminación de MO de 93 - 98% en términos de DBO_5 (Vera *et al.*, 2013). En el caso de zonas rurales,

los sistemas de tratamiento y disposición de AS más usados son fosa séptica y pozo negro (CASEN, 2009).

De acuerdo con el censo del año 2002, el 13,4% de la población total de Chile vive en zonas rurales; particularmente en la región del Biobío, este valor asciende a 16,7% (INE, 2002). Del total de la población rural, solo un 5% cuenta con sistema de alcantarillado, mientras que un 16% posee fosas sépticas y el 79% restante, la disposición de las AS se realiza a través de pozos negros, que no son considerados sistemas de tratamiento (Cárcamo, 2007). Específicamente, en la región del Biobío, el 40% de los hogares rurales no contarían con ningún sistema de tratamiento (CASEN, 2009).

Debido al actual panorama de ausencia de tratamiento de AS en zonas rurales, surge la necesidad de desarrollar e implementar tecnologías que posean características adecuadas para ser aplicadas en el sector rural, dentro de las cuales destacan el bajo costo de implementación y mantenimiento, su fácil integración con el medio ambiente y el no requerir de personal capacitado para su operación. Ante esta necesidad, surgen nuevas alternativas como son las tecnologías de tratamiento no convencionales o tecnologías verdes que están basadas en los mecanismos de depuración existentes en la naturaleza (García, 2007; Vymazal, 2007).

En los sistemas de **tratamiento no convencionales**, la eliminación de las sustancias contaminantes presentes en las AS se logra a través de mecanismos y procesos naturales los cuales no requieren de energía externa ni de aditivos químicos; en estos sistemas gran parte de los procesos de descontaminación son ejecutados por sinergia de diferentes comunidades de microorganismos (García & Corzo, 2008). Dentro de las tecnologías no convencionales encontramos los sistemas de filtros verdes, escorrentía superficial, lombrifiltros y humedales construidos.

Para el desarrollo de la presente tesis, nos centraremos en el estudio de los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (HCFSSH), como una alternativa de tratamiento de AS en zonas rurales.

1.3. Humedales Construidos

Los humedales construidos (HC), son sistemas de ingeniería, diseñados y desarrollados por el hombre, simulando los procesos que tienen lugar en la naturaleza. Los HC están constituidos por lagunas o canales poco profundos (inferiores a 1 m) plantados con vegetación típicas de zonas húmedas (García & Corzo, 2008). Los procesos de descontaminación de las AS se llevan a cabo mediante mecanismos físicos, químicos y biológicos que incluyen, sedimentación, adsorción, asimilación por las plantas y transformaciones microbianas (Brix, 1994).

En el campo de las tecnologías no convencionales, a partir de la década de 1990 la utilización de HC ha aumentado significativamente, encontrándose en el mundo más de 50.000 sistemas en operación (Vymazal, 2011; Wallace & Knight, 2006). Sistemas de HC para el tratamiento de AS están en funcionamiento en Dinamarca desde 1983, principalmente para el tratamiento de AS domésticas de pequeños pueblos, alcanzando en el efluente concentraciones inferiores a 20 mg/L tanto para SST como para DBO; por otro lado la eficiencia de eliminación para nutrientes varía entre 30-50% (Brix, 2007).

1.3.1. Componentes de los HC

Los HC están constituidos básicamente por cuatro elementos: agua, sustrato o medio granular, microorganismos y la vegetación (García *et al.*, 2004).

La hidrología es el factor de diseño más importante en un HC, ya que reúne todas las funciones del humedal y porque a menudo es el factor primario en el éxito o fracaso del sistema. Una consideración importante acerca de la hidrología de los HC para el tratamiento de la AS es la densidad de la vegetación; en un humedal

afecta directamente a la circulación del agua dentro del mismo, esta puede obstruir los caminos de flujo siendo obstaculizado el movimiento del agua a través de la red de tallos, hojas, raíces y rizomas y/o bloquear la exposición al sol y al viento.

El sustrato o medio granular, es tanto el medio donde muchas transformaciones químicas y biológicas ocurren, así como también es la fuente primaria de elementos esenciales para el desarrollo de la vegetación. A medida que las AS circulan a través del medio granular, se logra una adecuada eliminación de SS y MO asociada; por otro lado la actividad mecánica del agua permite desplazar al suelo y romper las capas colmatantes. Diversos estudios reportan que la correcta elección del sustrato, puede favorecer la eliminación de P, principalmente a través de mecanismos de sorción.

La presencia de microorganismos permite en gran medida la eliminación de contaminantes a través de HC, estos logran degradar la MO y eliminar nutrientes (Arias, 2003). En general, en la parte superior del humedal, zona con presencia de oxígeno, se encuentran los microorganismos aerobios mientras que los anaerobios se sitúan en zonas profundas del medio granular. Los principales microorganismos presentes en los HC son bacterias, levaduras, protozoarios y hongos. Gracias a esta actividad biológica, un número importante de las sustancias contaminantes presentes en las AS se convierten en gases, los cuales son liberados a la atmósfera (Von Sperling, 2007).

La vegetación cumple en este tipo de tratamiento un papel fundamental, tanto en la eliminación de contaminantes como en la creación de las condiciones y ambientes idóneos para su desarrollo y regulación. Las plantas tolerantes al flujo del agua (hidrófilas), han desarrollado una serie de adaptaciones que le permiten tolerar un rango de stress que provocarían la muerte a la mayoría de plantas de tierra emergida. Este componente se profundizará en el apartado 1.3.2.

La Tabla 2 resume las principales funciones de los componentes de un humedal.

Tabla 2. Principales funciones de los componentes en un humedal (Adaptada de CENAGUA, 1999).

Elementos del proceso	Principales funciones	Observaciones
Medio granular	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de nutrientes (fósforo) y de ciertos metales por absorción • Medio de soporte para el desarrollo de bacterias 	<ul style="list-style-type: none"> • Es posible si el medio contiene parcialmente iones ferrosos, aluminio u otros que puedan favorecer la absorción • En la medida que la capacidad de absorción se completa y se disminuye la remoción de nutrientes será eficiente en el largo plazo. • Un desarrollo de bacterias especialmente anaerobias pueden colmatar el lecho filtrante
Microorganismos	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de DBO • Nitrificación/denitrificación 	<ul style="list-style-type: none"> • Pueden estar fijados en el suelo o en la superficie. • Buena eficiencia de eliminación de DBO aun en invierno (disminuye cerca de un 25%). • Si se acierta en crear condiciones secuenciales aerobias y anaerobias • La eficiencia tiende a disminuir en invierno
Vegetación	<ul style="list-style-type: none"> • Mantener la capacidad hidráulica del suelo • Suministrar oxígeno al suelo • Consumir nutrientes • Mantener bacterias 	<ul style="list-style-type: none"> • Para el desarrollo de raíces y rizomas • Demostrado principalmente en cañas (<i>Phragmites australis</i>). • Sobre todo en periodo de crecimiento de las plantas. • El recorte de plantas asegura la remoción de nutrientes. • Alrededor de las raíces.

1.3.2. Funciones de las plantas en humedales construidos

Los HCFSSH pueden funcionar sin plantas, sin embargo, la presencia de vegetación mejora significativamente el rendimiento de la eliminación de N, atraen a la vida silvestre y mejoran estéticamente los lugares donde se implantan (Tanner, 2001). En la Tabla 3, se presenta un resumen de las principales funciones de la vegetación presente en los HC.

Tabla 3. Principales funciones de las plantas en HC. (Adaptada de Brix 1997).

Sección de tejido vegetal	Función
Tejido vegetal aéreo	<ul style="list-style-type: none">-Atenuación de la luz, reduce crecimiento de fitoplancton-Influye en el microclima, aislamiento durante el invierno-Reduce la velocidad del viento, y riesgos de resuspensión-Almacenamiento de nutrientes-Mejora el entorno
Tejido vegetal sumergido	<ul style="list-style-type: none">-Efecto de filtración-Reduce la velocidad de la corriente, favorece la sedimentación-Proporciona área superficial para el crecimiento de la biopelícula-Excreción de oxígeno fotosintético-Incorporación de nutrientes
Raíces y rizomas en el sedimento	<ul style="list-style-type: none">-Estabilización de la superficie del suelo-Previene la colmatación del medio granular-Incorpora oxígeno incrementando la degradación y la nitrificación-Incorporación de nutrientes-Exudado de antibióticos

Puesto que el funcionamiento de un sistema dependerá de la abundancia de bacterias en el mismo, cabe esperar que el incremento de biopelícula mejore los procesos; en este sentido, los tallos y las hojas de las plantas presentes en los humedales, aportan superficie para el desarrollo de la biopelícula (Brix, 1994; Khatiwada y Polprasert, 1999).

La presencia de vegetación en los sistemas, ayuda amortiguando los cambios de temperatura permitiendo así, temperaturas más cálidas en invierno y más frías en verano (Brix, 1994). Este efecto protector es mayor en sistemas de flujo subsuperficial, los cuales han demostrado seguir trabajando adecuadamente a bajas temperaturas (Kadlec *et al.*, 2000).

Las plantas pueden eliminar N mediante la asimilación de amonio o nitrato. En los humedales generalmente utilizarán preferentemente amonio ya que es más abundante. El N asimilado es incorporado a la biomasa y por tanto eliminado del agua. Al morir las partes aéreas de las plantas, el N puede retornar al humedal, por ello es necesario podar la vegetación justo antes de la senescencia. En general, la eficiencia de eliminación de N por acción de las oscila entre 10 y 20% (García & Corzo, 2008).

También se ha descrito en algunos estudios la posible liberación de sustancias antibióticas por parte de las raíces. Estos compuestos orgánicos liberados por las plantas suponen entre 5 y 25% del carbono fijado fotosintéticamente, y podrían actuar como fuente de carbono para bacterias desnitrificantes u otros microorganismos de la rizosfera, influyendo sobre la estructura de las comunidades microbianas que en ella se desarrollan (Kadlec *et al.*, 2000).

1.3.3. Plantas ornamentales en humedales construidos

Las plantas ornamentales pueden mejorar la infraestructura del sistema de tratamiento, proporcionar beneficios económicos a la comunidad, a través de la producción de flores, sin que el cambio de uso de plantas, afecte la eficiencia de

tratamiento del sistema (Zurita *et al.*, 2009). Así, la gran ventaja de operar jardines depuradores con plantas ornamentales, es que estas representan una alternativa económica para los países en desarrollo, donde el tratamiento de AS representa un gasto de operación importante (Belmont *et al.*, 2004).

A nivel mundial la especie más frecuentemente utilizada en HC es *Phragmites australis*, pero poco a poco se han implementado sistemas que contienen plantas ornamentales, entre ellas se encuentran: *Tulbaghia violacea*, *Cyperus papyrus*, *Iris pseudacorus* (L.) y *Eichhornia crassipes*, cuya descripción se presenta a continuación.

Tulbaghia violacea (Figura 1), es una especie de planta perteneciente a la familia de las amarilidáceas. Es originaria del sur de África y es usada localmente como planta medicinal. En algunas culturas los bulbos y las hojas son utilizados como alimento sustituyendo las propiedades del ajo



Figura 1. *Tulbaghia violacea*

Cyperus papyrus (Figura 2), conocido como *Papiro egipcio*, es una planta acuática, su tasa de crecimiento es rápida (Heers, 2006), posee un gran potencial en la captación de nutrientes debido a la permeabilidad de sus raíces delgadas que permiten una gran interacción raíz-agua (Kyambadde, *et al.*, 2004).



Figura 2. *Cyperus papyrus*

Iris pseudacorus (Figura 3), conocida como *Lirio amarillo*, ha sido utilizada en humedales para tratar AS de la industria de curtiembres (Calheiros, *et al.*, 2007), AS de hospitales y en tratamientos in situ de pequeña escala (Vymazal, 2011).



Figura 5. *Iris pseudacorus* (L.)

Eichhornia crassipes (Figura 4), conocida comúnmente como *Jacinto de agua*, está constituida por extensas raíces, éstas naturalmente absorben contaminantes incluyendo plomo, mercurio, estroncio 90, y así como algunos compuestos orgánicos que se consideran cancerígenos (BioScience, 1976).



Figura 4. *Eichhornia crassipes*

1.3.4. Clasificación de los HC

Los HC se pueden clasificar de acuerdo al régimen hídrico, distinguiéndose dos tipos de sistemas, los de flujo superficial (FS) y de flujo subsuperficial (FSS). Estos últimos se pueden clasificar de acuerdo a la circulación de las aguas en el lecho del humedal en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (SSH) y/o vertical (SSV) (Plaza de los Reyes *et al*, 2011). En la Figura 5 se presenta un esquema de la clasificación global de HC de acuerdo a tres criterios: hidrología, tipo de vegetación y dirección del flujo.

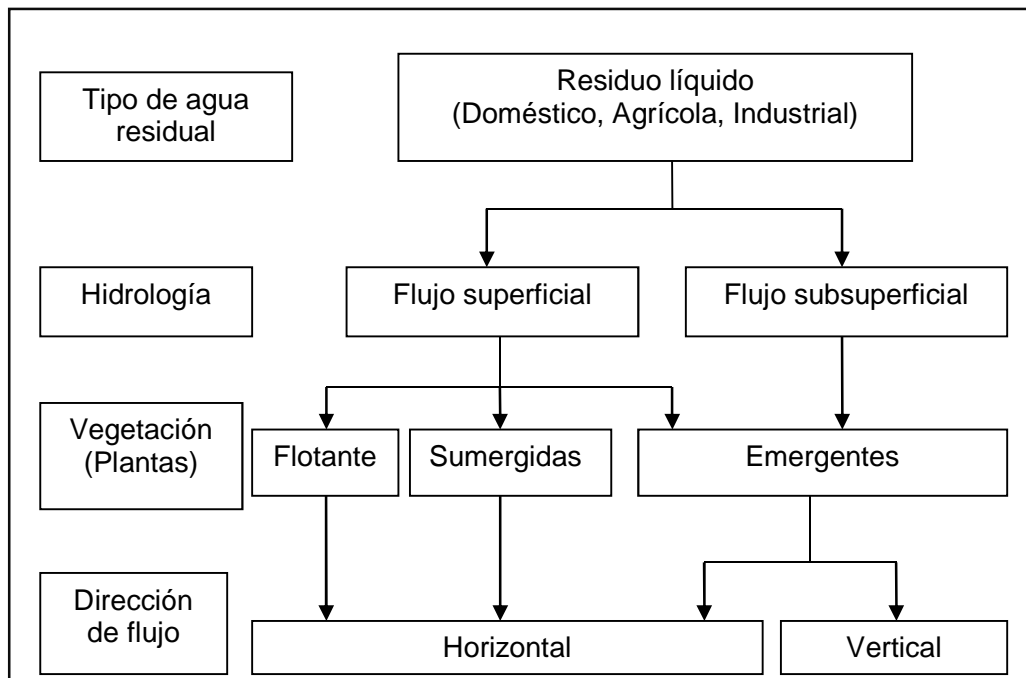


Figura 5. Clasificación de humedales construidos (Plaza de los Reyes *et al.*, 2011).

En los HC de **flujo superficial (HCFS)**, el agua está en contacto directo con la atmósfera y circula a través de los tallos y las hojas de las plantas, favoreciendo las condiciones aerobias; la profundidad de la lámina de agua se recomienda entre 0,3 - 0,4 m; la alimentación del sistema se realiza de manera continua y están diseñados para tratar aguas procedentes de un tratamiento secundario (García & Corzo, 2008). Su apariencia y función es similar a los humedales naturales con una combinación de espejos de agua (USEPA, 2000). En la Figura 6 (A), se presenta un esquema de un HCFS.

En los HC de **flujo subsuperficial (HCFSS)**, la circulación del agua es de tipo subterráneo a través del medio granular y en contacto con las raíces y rizomas de las plantas. De esta forma, la capa de agua no entra en contacto directo con la superficie, por lo que no hay riesgo de contaminación. La altura de la película de agua oscila entre 0,3 - 0,9 m, sin alcanzar nunca la superficie. Este tipo de HC

presenta una mayor tolerancia a los cambios de temperatura, y no hay generación de malos olores ni aparición de mosquitos (Cooper, 2009).

Como se observa en la Figura 5, los HCFSS se clasifican según el sentido de la circulación del agua ya sea en sistemas con flujo vertical y/o horizontal.

En los humedales de **flujo subsuperficial vertical** (SSV) (Figura 6 (B)) la circulación del agua es de tipo vertical y su aplicación se realiza en pulsos, de manera que el medio granular no está permanentemente inundado. Suelen estar equipados con tuberías de aireación que oxigenan el fondo. La profundidad del medio granular varía entre 0,5 - 0,8 m. Operan con cargas de alrededor de 20 g DBO₅/m²·d. Tienen una mayor capacidad de tratamiento que los HCFS, pero son más susceptibles a la colmatación (García & Corzo, 2008).

En los humedales de **flujo subsuperficial horizontal** (SSH) (Figura 6 (C)), el agua circula horizontalmente a través del medio granular y las raíces de las plantas por efecto de la gravedad. La profundidad del HC puede variar entre 0,3 - 1,0 m. Como medio granular suele usarse desde arena gruesa (D₁₀=2 mm) hasta grava gruesa (D₁₀=128 mm) (Plaza de los Reyes, 2011). Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados, con una lámina de agua que se encuentra entre 0,05 - 0,1 m por debajo de la superficie, soportan cargas orgánicas de alrededor de 6 g DBO₅/m²·d (García & Corzo, 2008). Adicionalmente, pueden recibir el doble de carga de NT que los sistemas HCFS (valores de carga entre 2,8 – 30 g NT/m²·d) (Plaza de los Reyes, 2011), también son eficientes eliminando contaminantes orgánicos de las AS (Zurita, 2006).

En la presente tesis se estudió el funcionamiento de los HCFSSH, por lo que se centra la atención en este tipo de configuración.

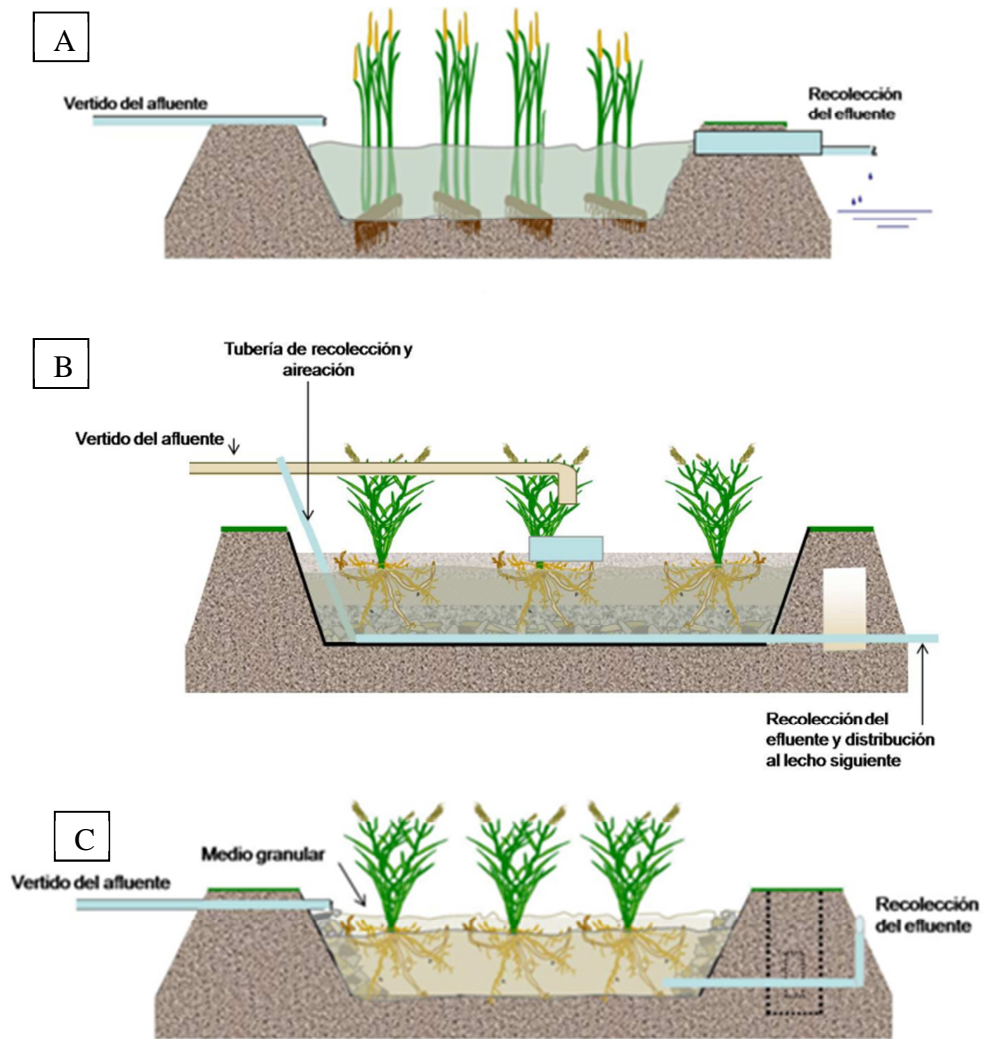


Figura 6. Esquema de HC, de acuerdo a la hidrología del sistema, (A) HC flujo superficial; (B) HC flujo subsuperficial vertical; (C) HC flujo subsuperficial horizontal (García & Corzo, 2008).

1.4. Mecanismos de eliminación de contaminantes en HC

1.4.1. Eliminación de Sólidos Suspendidos (SS)

El AS se mueve muy lentamente a través de los humedales, debido al flujo laminar característico y a la resistencia proporcionada por las raíces y las plantas flotantes, así, la eliminación de SST ocurre por vías de sedimentación y filtración. En los HCFSS la eliminación ocurre principalmente en la entrada del sistema y disminuye a lo largo del lecho hasta casi eliminarse por completo en la salida del efluente (Tanner *et al.*, 1998). El rendimiento de eliminación de SST, tanto en sistemas de HC horizontales como en verticales, suelen alcanzar valores de eliminación superiores al 90% (Vymazal 2005).

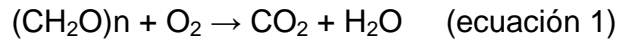
1.4.2. Eliminación de Materia Orgánica (MO)

La eliminación de MO en los sistemas de HC, es resultado de la interacción simultánea de procesos físicos, químicos y biológicos, dependiendo de la forma en que esta se encuentre (particulada o disuelta). La MO particulada es retenida por filtración cerca de la entrada de los HC; luego a través de la fragmentación abiótica es convertida en partículas de menor tamaño; las cuales son susceptibles de ser hidrolizadas por las enzimas excretadas por las bacterias heterótrofas aeróbicas y fermentativas facultativas (García & Corzo, 2008). Como resultado de la hidrólisis, se originan sustratos sencillos (glucosa o aminoácidos) que pueden ser asimilados por las bacterias heterótrofas aeróbicas o fermentativas facultativas (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

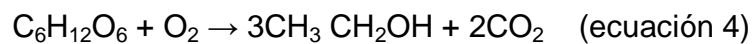
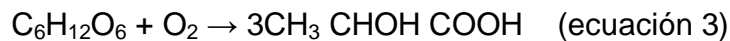
La MO disuelta puede ser degradada bajo condiciones aerobias o anaerobias. La degradación de la MO por vía aeróbica en los HCFSS sucede cerca de la superficie del agua (en los primeros 0,05 m de profundidad) y en las zonas cercanas a las raíces (García & Corzo, 2008; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

El oxígeno requerido para la degradación aerobia puede ser captado directamente de la atmósfera por las plantas y llevado a la zona de raíces o puede ser difundido

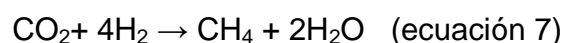
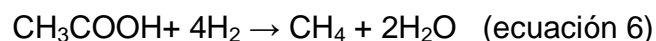
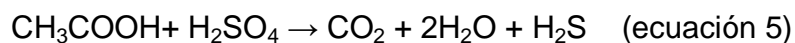
directamente desde la atmósfera. La oxidación de la MO soluble es realizada por bacterias heterotróficas (ecuación 1).



La degradación anaerobia de la MO es un proceso complejo que involucra múltiples etapas, las cuales son ejecutadas por bacterias heterotróficas facultativas en el lecho del humedal; estas bacterias se desarrollan originando ácidos grasos (ácidos acético y láctico), alcohol (etanol) y dióxido de carbono e hidrógeno. Estos compuestos representan sustratos para las bacterias sulfato-reductoras y metanogénicas (Vymazal *et al.*, 1998) (ecuaciones 2, 3, 4).



El ácido acético es un compuesto primario formado en muchos sustratos saturados y en sedimentos presentes en humedales. Bacterias aerobias estrictas, tanto sulfato reductoras como generadoras de metano, utilizan los productos finales generando gas sulfhídrico y metano (ecuaciones 5, 6 y 7). De hecho, ellas dependen de la fusión compleja que desarrollan las bacterias fermentativas para su propio desarrollo. Ambos grupos tienen un papel importante en la descomposición de MO, así como en el ciclo del carbono en los HC (Paredes & Kuschik, 2001).



La eficiencia de eliminación de MO en HC, medida como DBO₅ oscila entre 75 - 95%, mientras que para DQO el rango oscila entre 75 y 95% (García & Corzo, 2008).

1.4.3. Eliminación de Nitrógeno (N)

En los HC, el principal mecanismo de eliminación de N es de tipo microbiano, este alcanza un 80% de eficiencia de eliminación, los principales procesos descritos en literatura por los cuales se logra eliminar N son la nitrificación (paso de amonio a nitrato) y la desnitrificación (paso de nitrato a nitrógeno gas) (García & Corzo, 2008). Otros procesos como volatilización de amonio, incorporación a tejidos vegetales, adsorción de amonio, anamox y la mineralización de nitrógeno orgánico, son considerados procesos minoritarios en la eliminación de N (Plaza de los Reyes *et al.*, 2001).

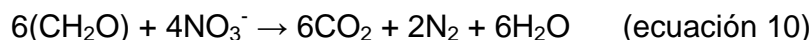
El proceso de nitrificación es realizado por bacterias autótrofas aeróbicas que aprovechan el poder reductor del amonio convirtiéndolo en nitrato. Estequiometricamente, se necesitan 4,6 mg de O₂ para oxidar 1 mg de nitrógeno amoniaco a nitrato. Sin embargo, en HCFSS la baja disponibilidad de oxígeno, afecta la capacidad de eliminar el NH₄⁺ por nitrificación biológica (Vymazal & Kröpfelová, 2008). La reacción de nitrificación viene dada por las ecuaciones 8 y 9:



La oxidación de amonio a nitrito es realizada por bacterias de los géneros Nitrosomas y Nitrosococcus principalmente y la segunda etapa, oxidación de nitrito a nitrato, es realizada por bacterias del género Nitrobacter (Vymazal 2007; Kadlec & Wallace, 2009).

Por otro lado, la desnitrificación es un proceso anóxico llevado a cabo por bacterias heterótrofas facultativas (Bacillus, Micrococcus y Pseudomonas), en presencia de MO. Se halla limitada por los procesos óxicos previos, en los cuales

se forma el nitrato, nitrificación (Plaza de los Reyes *et al.*, 2011; Vymazal, 2007). La reacción de desnitrificación viene dada por la ecuación 10:



1.4.4. Eliminación de Fosforo (P)

Los mecanismos de eliminación de P en los HC, pueden ser de tipo biótico y abiótico. Los procesos bióticos incluyen la asimilación por parte de las plantas y los microorganismos, en cambio los mecanismos abióticos abarcan fundamentalmente la adsorción por el medio granular, precipitación, filtración y sedimentación (Vymazal, 2007).

En general, el potencial de eliminación de este nutriente es limitado y está asociado a las propiedades fisicoquímicas e hidrológicas del medio de soporte, ya que el P es principalmente eliminado por adsorción o precipitación (Kadlec & Knight, 1996). La eliminación de P en los HC resulta compleja, debido a la escasa movilidad que presentan los compuestos que lo contienen, por ello, la eficiencia de eliminación no suele ser superior al 10 o 20%. La eliminación de P, por incorporación al tejido vegetal, representa entre 5 - 10% (Wallace & Knight, 2006). En el interior de la planta, sólo el 13-19% se almacena en la zona foliar, mientras que, entre el 86-96% se almacena en la zona radicular (García *et al.*, 2004).

1.4.5. Eliminación de contaminantes patógenos

Los HC y especialmente los de HCFSS, favorecen la tendencia natural de las poblaciones microbianas mixtas a adherirse y acumularse formando biopelículas o biofilms (Characklis & Marshall, 1990).

Los patógenos microbianos, entre los que se incluyen helmintos, protozoarios, hongos, bacterias y virus son de gran importancia en la valoración de la calidad del agua y el riesgo que suponen para la salud pública. La presencia de patógenos en las AS, puede ser determinada a través de microorganismos indicadores; de

acuerdo a información reportada por la Organización Mundial de la Salud (OMS), se reconocen tres tipos de indicadores;

- Indicadores de proceso (generales). Demuestran la eficacia de un proceso, como las bacterias heterótrofas totales o los coliformes totales para la desinfección por cloro.
- Indicadores fecales. Grupo de organismos que indican la presencia de contaminación fecal, como *E.Coli*.
- Organismos índice, grupo o especie indicativa de la presencia de un patógeno, y organismos modelo, que indican el comportamiento. Ejemplos: *E.Coli* como índice de Salmonella, y los colifagos F-RNA como modelos de virus entéricos humanos.

Las bacterias y virus decrecen a su paso por los HC, sin embargo la eliminación de microorganismos es un proceso de gran complejidad ya que depende de procesos como la filtración, la adsorción y la depredación. La eficiencia de eliminación de patógenos depende del tamaño de la grava ya que mientras mayor es la superficie disponible para la formación de la biopelícula, mayor será la eficiencia en la eliminación. Se dice que las tasas de eliminación microbiana en la zona de saturación dependen del tipo de medio granular ya que los lechos que contienen partículas de menor tamaño son más eficientes entre 1 y 2 unidades logarítmicas en la eliminación de coliformes fecales y de colifagos somáticos (García *et al.*, 2003). Tiempos de retención elevados en el sistema, eliminará a patógenos virales que no tengan la capacidad de soportar largos periodos fuera del huésped (Tanner, 2001).

La eliminación de patógenos en HC, también puede verse afectada por las condiciones ambientales, radiación UV, por lo que el tipo de configuración del HC influirá directamente en esta, ya que el paso del agua por fases aeróbicas y anaeróbicas, cambios de temperatura y pH, debilitarán y/o eliminarán a los microorganismos que no estén acostumbrados a éstos cambios de medio. Bavor *et al.*, (1989), determinaron que sólo 2 días de tiempo de retención a 20°C eran

necesarios para lograr una eliminación de Coliformes fecales de 1 unidad logarítmica en una laguna sin vegetación mientras que un tiempo de residencia hidráulica de 3 días era necesario para lograr el mismo porcentaje de eliminación en una laguna plantada con *Typha*. Según Mandi *et al.*, (1993), en los HCFSS plantados con *Eichornia crassipes*, la sedimentación, la depredación y la muerte celular juegan un papel importante en la eliminación de microorganismos. Este mismo autor, también observa que la tasa de eliminación de CF en lagunas con macrófitos necesita un tiempo de retención de entre 7 y 50 días, atribuyéndose esta diferencia a la aglomeración de bacterias sobre la raíz y a la depredación.

Entre los mecanismos biológicos producidos por las plantas se puede incluir la generación de antibióticos, proceso por el cual ciertas especies de bacterias y hongos excretan sustancias inhibitoras creando condiciones ambientales que impiden a sus competidores vivir en la misma área (Tanner, 2001).

La eliminación de coliformes fecales en los HC se ajusta mediante modelos de cinética de primer orden, produciéndose una mayor retención en los primeros tramos, tras la entrada del agua en el sistema. De hecho, en la primera mitad de los humedales se elimina aproximadamente el 80% de coliformes fecales (García *et al.*, 2003). Diversos estudios reportan una mayor eliminación de *E. Coli* en humedales plantados que en aquellos que carecen de vegetación, esto se debe a fenómenos de adsorción que ocurren en las raíces y al sustrato de la biopelícula (Decamp *et al.*, 1999)

Los virus, acostumbran a ser más resistentes a los tratamientos de AS que las bacterias, aunque en HC también se pueden conseguir eficiencias de eliminación entre el 78% y 99% (Gersberg *et al.*, 1987; Reinoso 2008).

Los porcentajes de eliminación de coliformes fecales que se han obtenido en diferentes humedales superan en muchas ocasiones el 95% (Ottová *et al.*, 1997).

2. HIPOTESIS

La materia orgánica, nutrientes y contaminantes patógenos contenidos en aguas servidas de origen rural, pueden ser eliminadas utilizando humedales construidos plantados con especies ornamentales

3. Objetivo general

Evaluar la eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes y microorganismos patógenos contenidos en las aguas servidas de origen rural, utilizando humedales construidos plantados con especies ornamentales.

3.1. Objetivos específicos

- Evaluar la eliminación de materia orgánica y nutrientes en humedales construidos con plantas ornamentales, frente a diferentes cargas orgánicas.
- Evaluar la eliminación de microorganismos patógenos en humedales construidos con plantas ornamentales, frente a diferentes cargas orgánicas.
- Determinar el crecimiento evolutivo de diferentes plantas ornamentales en humedales construidos que tratan aguas servidas de origen rural.

4. METODOLOGIA

4.1. Influyente

El afluente utilizado proviene de la planta de tratamiento de AS de ESSBIO, ubicada en la comuna de Hualqui. El agua extraída corresponde a AS con cribado de 40 mm. El afluente fue almacenado en la cámara de frío de la Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile a una temperatura de 4°C, de donde se extrajo lo requerido para cada alimentación.

4.2. HCFSSH a escala de laboratorio

4.2.1. Descripción del sistema en estudio

El sistema en estudio estaba conformado por cuatro HCFSSH a escala de laboratorio, los cuales operaban de manera independiente. El área superficial de cada humedal era 0,08 m² con un volumen total de 15 L (Figura 7).

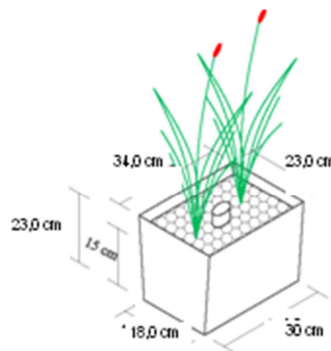
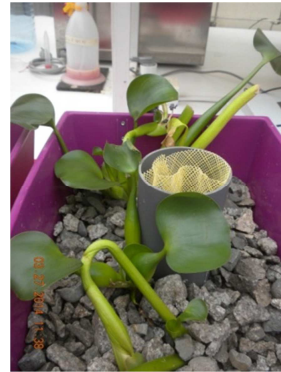


Figura 7. Detalle de las celdas implementadas para experimentación.

Los humedales se diferenciaban entre sí, por el tipo de vegetación que contenían, el HC-1 se encontraba plantado con *Lirio acuático* (*Iris pseudacorus*), el HC-2 contenía *Jacinto de agua* (*Eichhornia crassipes*), el HC-3 estaba plantado con *Tulbagia* (*Tulbaghia violacea*), finalmente el HC-4 se encontraba plantado con *Papiro egipcio* (*Cyperus papyrus*). Cada sistema en estudio, fue plantado con un total de 2 individuos por unidad. (Figura 8).



HC-1, Lirio acuático (*Iris pseudacorus*)



HC-2, Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*)



HC-3, Tulbagia (*Tulbaghia violacea*)



HC-4, Papiro egipcio (*Cyperus papyrus*)

Figura 8. Humedales construidos a escala laboratorio.

En todas las unidades de HCSSH, se empleó como medio de soporte grava con un tamaño medio de partícula entre 3/4" y 1". Cada humedal contenía en el centro de la celda, un tubo muestreador perforado, junto con cilindro de malla plástica el cual contenía material de soporte retenido, con el fin de poder medir parámetros in situ dentro de cada sistema (Figura 9).



Figura 9. Tubo muestreador con cilindro de malla con material de soporte retenido.

4.2.2. Operación de los humedales

Con el fin de evaluar la adaptación de las plantas, los HC fueron operados en tres etapas en los cuales se estudiaron tres diferentes cargas orgánicas, en la primera etapa se utilizó como afluente AS diluida al 25%; en la segunda etapa el afluente utilizado fue diluido al 50%, finalmente la tercera etapa el sistema fue operado con cargas al 100%. El TRH teórico del sistema fue de 7 días.

El nivel de AS en cada uno de los sistemas, alcanzó una altura de 15 cm, de tal forma, que la superficie del material de soporte estuvo 3 cm por encima del nivel del fluido, y así se logró una operación con un régimen de flujo subsuperficial. El tipo de alimentación general se efectuó del modo batch; cada HCFSSH se alimentó con AS de acuerdo a la dilución correspondiente. Los efluentes de cada HC, luego de los 7 días, fueron descargados para su caracterización. (Figura 10).

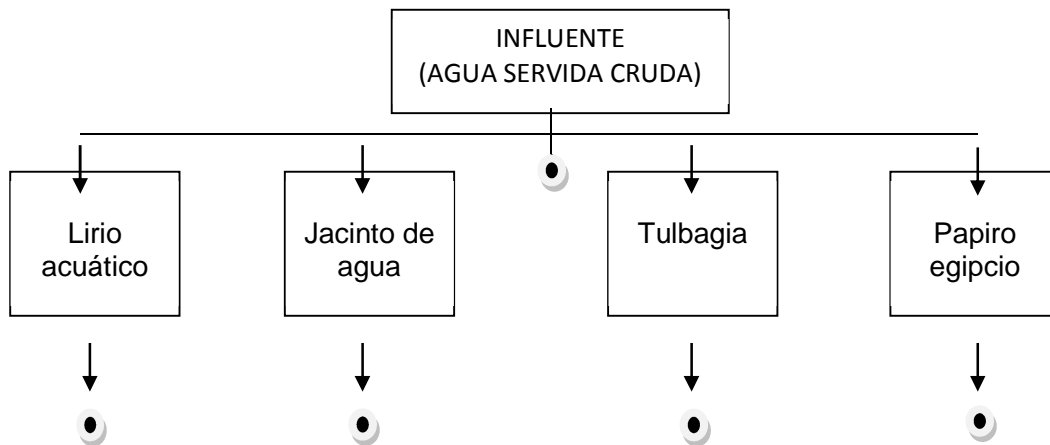


Figura 10. Diseño del Sistema de Humedales; (●) puntos de muestreo.

Para tener un seguimiento de los caudales utilizados, se realizó un cálculo mediante la siguiente metodología: el volumen de alimentación se divide entre el tiempo de residencia total que el agua dura en el humedal. Este tiempo de residencia fue supuesto de forma teórica en 7 días.

Para el cálculo a partir de los datos de laboratorio, se tomaron las horas de carga y descarga de cada uno de los HC, valores con los que se estimó el período real de residencia de agua y que está relacionado con el volumen de alimentación de cada humedal.

4.2.3. Monitoreo de los humedales

Se tomaron muestras de los afluentes y efluentes de cada una de los HC(5 puntos de monitoreo en total) en forma semanal. Las muestras fueron filtradas, a través de membranas Wathman de 0,60 μm de tamaño de poro y almacenadas a 6°C para su posterior análisis químico o biológico dentro de la semana. También se realizó un seguimiento de la temperatura, pH, Potencial de Oxido-Reducción (POR) y Oxígeno Disuelto (OD) de cada HC, 2 veces por semana, mediante un multiparamétrico portátil OAKTON (PC650–480485), y medidor de oxígeno disuelto portátil (Hannaoxi 330i/set HI 9146-04) que fueron introducidos mediante

el tubo muestreador inserto en la parte central de cada una de los HC. La tabla 4 resume el monitoreo de los humedales.

Tabla 4. Frecuencia de medición parámetros convencionales calidad de aguas.

Parámetro	Acrónimo	Frecuencia Análisis
Sólidos Suspendidos Totales	SST	
Sólidos Suspendidos Volátiles	SSV	
Amonio	NH ₄ ⁺	
Fosfato	PO ₄ ³⁻	
Demanda Química de Oxígeno	DQO	Semanal
pH	pH	
Oxígeno Disuelto	OD	
Potencial Oxido Reducción	POR	
Temperatura	T	
Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO ₅	
Coliformes Totales	CT	Quincenal
Coliformes Fecales	CF	
Colifagos	Cfg	
Carbono Orgánico Total	COT	
Nitrógeno Total	NT	Mensual
Fósforo Total	PT	

4.2.4. Evaluación de las plantas

Semanalmente se realizó una verificación visual, con registro fotográfico. Se observó si aparecieron alteraciones en la morfología y superficie de las plantas, detectando posibles enfermedades. Además, se realizó un seguimiento de la cantidad y duración de la floración y número de brotes de las plantas de las celdas.

Para determinar la influencia de las plantas en la depuración de las AS, al finalizar los períodos de estudio, se realizó análisis proximal (contenido de N-P) para cada especie tanto a la zona foliar como a la radicular en el Instituto de Investigación

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

4.3. Métodos Analíticos

4.3.1. Parámetros Físico Químicos

Para analizar la calidad del afluente y efluentes se determinaron los siguientes parámetros: Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), Carbono Orgánico Total (COT), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), Amonio (NH₄⁺), Fosfato (PO₄⁻³), Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT).

La DBO₅ se realizó por el método Winkler luego de 5 días de incubación a 20°C. La DQO se determinó espectroscópicamente (660 nm) mediante el equipo (Spectronicam-Genesis 10 UV), después de 2 horas de digestión a temperatura 150°C. Las medidas de COT se llevaron a cabo mediante la determinación del Carbono Total (CT) y Carbono Inorgánico (CI), y aplicando su diferencia. El contenido de NH₄⁺ se determinó mediante la reacción del amonio, hipoclorito y fenol catalizado por el nitroprusiato de sodio y medido espectroscópicamente (640 nm), la determinación de PO₄⁻³ se realizó mediante el método del fósforo total modificado para determinar fosfato y medido espectroscópicamente (890 nm). Todas las técnicas se realizaron según los protocolos descritos en Standard Methods (APHA, 1998), con la excepción del NT y PT que fueron medidos por Kits Merck Spectroquant –Nova 60.

4.3.2. Análisis de Patógenos

Se realizaron análisis de indicadores de agentes patógenos, como Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF) y Colifagos (Cfg) cada 15 días.

Para la determinación de coliformes totales y fecales se utilizó la técnica del número más probable (NMP) de bacterias mediante el método de tubos múltiples descritos en Standard Methods 9221 B y NCh 2313/22 Of 95.

Los Colifagos se midieron como UFP/100mL, fueron determinados mediante el método directo en placa con monocapa de agar, utilizando como célula huésped

Escherichia coli C, este método se encuentra descrito en el Standard Methods 9224 E.

4.3.3. Metodología para el cálculo de resultados

Se calculó la velocidad de carga orgánica (VCO) de cada período mediante la concentración de DQO del influente dividido por el TRH promedio de las celdas, obteniéndose un VCO ($\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{d}$) de $0,013 \pm 0,003$ para el período al 25%; de $0,023 \pm 0,003$ para el período al 50% y de $0,053 \pm 0,018$ para el período al 100% de Influyente.

Por lo tanto, VCO se calculó:

$$\text{VCO} = (\text{DQO} / \text{TRH}) / 1000$$

Dónde:

DQO: es la Demanda Química de Oxígeno promedio del influente (mg/L).

THR: es el promedio del tiempo de retención hidráulico real de las celdas (d).

La eficiencia de eliminación para cada parámetro fisicoquímico, se calculó para cada período de operación considerando las concentraciones de entrada y salida de cada sistema en función del caudal.

Por lo tanto el porcentaje de eficiencia está dado por:

$$\text{Eficiencia de eliminación} = \frac{(C_e \times Q_e) - (C_s \times Q_s)}{(C_e \times Q_e)} \times 100$$

Dónde:

C_e : es la concentración del parámetro en el afluente (mg/L).

Q_e : es el caudal de entrada del afluente (L).

C_s : es la concentración del parámetro en el efluente de cada celda (mg/L).

Q_s : es el caudal de salida de efluente de cada celda (L).

El balance de N y P se realizaron en función del amonio y fosfato, utilizando las concentraciones obtenidas para los afluentes y efluentes de los sistemas en estudio, en conjunto con los resultados obtenidos en el ensayo foliar de cada especie y los valores hidráulicos de cada celda; así, se realizó el balance mediante los porcentajes de las concentraciones de entrada del afluente, la concentraciones de salida del efluente y la concentración del nutriente encontrada en cada especie vegetal.

Por lo tanto:

$$\text{Concentración de entrada} = (C_{ne} \times Q_e) / 1000$$

$$\text{Concentración de salida} = (C_{ns} \times Q_s) / 1000$$

$$\text{Concentración planta} = C_p / C_n$$

Dónde:

C_{ne} es la concentración del nutriente en el afluente (mg/L).

Q_e es el caudal de entrada del afluente (L).

C_{ns} es la concentración de nutriente en el efluente de cada celda (mg/L).

Q_s es el caudal de salida de efluente de cada celda (L).

C_p es la cantidad de planta seca (g)

C_n es la cantidad de nutriente en la planta (g)

Se realizó el balance de MO en cada sistema, en función de la DQO, utilizando la concentración del influente y la correspondiente para cada efluente. Para la evaluación de los porcentajes acumulados y generados se realizó la determinación de este parámetro en el material granular de cada celda contenida en el tubo muestreador, previa agitación en agua de éste (acumulado) y posterior sonicación (generado), extrapolando luego al total de material granular en el interior de cada sistema (Morato *et al.*, 2005). De esta manera se pueden obtener los porcentajes en cada etapa de los sistemas.

Por lo tanto,

$$\text{Concentración de entrada} = (C_e \times Q_e) / 1000$$

$$\text{Concentración de salida} = (C_s \times Q_s) / 1000$$

$$\text{Concentración acumulada} = (C_a \times P_t) / P_p$$

$$\text{Concentración generada} = (C_g \times P_t) / P_p$$

Donde,

C_e es la concentración de DQO en el afluente (mg/L).

Q_e es el caudal de entrada del afluente (L).

C_{ns} es la concentración de DQO en el efluente de cada celda (mg/L).

Q_s es el caudal de salida de efluente de cada celda (L).

C_a es la concentración de DQO obtenida de la agitación del medio granular (g).

C_g es la concentración de DQO obtenida de la sonicación del medio granular (g).

P_t es el peso del material granular total de cada celda (g).

P_p es el peso del material granular del tubo muestreador (g).

5. RESULTADOS Y DISCUSION

En el presente capítulo se exponen los resultados obtenidos durante el período de operación (250 días) de los 4 HCFSSH utilizando como vegetación plantas ornamentales. En este apartado se presentan, las caracterizaciones fisicoquímicas efectuadas a los afluentes y efluentes de cada humedal en estudio y se evalúa la capacidad de cada sistema para eliminar los contaminantes a través de la estimación de la eficiencia de eliminación. Por otro lado se exponen los resultados cualitativos y cuantitativos realizados al material vegetal de cada humedal.

5.1. Caracterización fisicoquímica del influente

En la Tabla 5 se presentan los valores promedios y desviación estándar obtenidos para los parámetros de calidad y fisicoquímicos, para cada uno de los afluentes correspondientes a las diferentes VCO evaluadas.

Tabla 5. Parámetros de calidad y caracterización fisicoquímica de los influentes correspondientes a diferentes VCO evaluadas.

Parámetro	Promedio ± SD		
	VCO (kg/m ³ ·d)		
	0,013±0,003	0,023±0,003	0,053±0,018
pH	7,51±0,56	7,59±0,65	7,61±0,60
DBO ₅ (mg/L)	83,25±23,15	78,18±38,10	148,58±70,71
DQO (mg/L)	98,70±18,50	158,71±63,98	361,09±94,69
TOC (mg/L)	12,04±2,27	22,81±0,83	34,78±2,86
SST (mg/L)	57,60±18,49	180,53±34,66	302,25±58,97
SSV (mg/L)	50,60±16,68	164,54±31,83	297,62±67,03
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	2,20±0,50	5,24±0,63	13,89±2,22
NH ₄ ⁺ (mg/L)	9,56±3,79	48,74±16,44	272,32±43,98
NT (mg/L)	18,24±5,74	60,0±1,41	310,0±35,0
PT (mg/L)	3,75±0,51	6,8±0,14	15,43±1,21
CF (NMP/100mL)	8,6×10 ⁵ ±4,1×10 ⁵	8,7×10 ⁶ ±5,×10 ⁵	3,7×10 ⁷ ±7,5×10 ⁶
CT (NMP/100mL)	2,5×10 ⁶ ±9,1×10 ⁵	9,1×10 ⁷ ±1,2×10 ⁶	7,5×10 ⁷ ±8,2×10 ⁷
Cfg (UFP/100mL)	ND	ND	2×10 ⁵ ±1×10 ⁴

Nota: pH: Potencial de Hidrógeno; DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno DQO: Demanda Química de Oxígeno; TOC: Carbono Orgánico Total; SST: Sólidos Suspendidos Totales; SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles; PO₄³⁻: Fosfato; NH₄⁺: Amonio; NT: Nitrógeno Total; PT: Fósforo Total; CF: Coliformes fecales; CT: Coliformes totales; Cfg: Colifagos; ND: No Determinado.

En la Tabla 5, se puede apreciar el aumento en las concentraciones de materia orgánica, nutrientes y microorganismos patógenos en consecuencia se aumenta el volumen de carga en cada etapa. Los valores promedio para DQO y NH₄⁺ fueron 98,70 ± 18,56 y 9,56 ± 3,79 mg/L, respectivamente cuando el sistema era operado con una VCO de 0,013 kg/m³·d; por otro lado al aumentar la VCO (0,023 kg/m³·d) los valores promedio para DQO y NH₄⁺ aumentan a 158,71 ± 63,98 y 48,74 ± 16,44 mg/L, respectivamente. Para la última etapa (VCO: 0,053 kg/m³·d) los valores obtenidos para DQO y NH₄⁺ fueron 361,09 ± 94,69 y 272,32 ± 43,98 mg/L, respectivamente. En cuanto al material en suspensión, estos llegan a 302,25 ± 58,97 mg/L para SST y 297,62 ± 67,03 mg/L para los SSV. En cuanto a la contaminación patógena, ésta presenta valores típicos a un AS con valores de Coliformes Fecales del orden de los 10⁷ NMP/100mL, además de contaminación viral en la última VCO expresada como Colifagos en el orden de los 10⁵ UFP/100mL.

Cada AS es única en sus características, caudal y características fisicoquímicas, estos dependen del tamaño de la población, del sistema de alcantarillado empleado, el nivel de industrialización y de la pluviometría (Henze *et al.*, 2002). En este caso, el AS utilizada corresponde a una del tipo doméstica de concentración Media (Metcalf & Eddy, 1995) con una concentración de DQO y DBO₅ que no superan los 500 y 220 mg/L, y SST inferiores a 350 mg/L; sin embargo las concentraciones de nutrientes indican un AS de concentración Alta (NH₄⁺ >50 mg/L y PO₄³⁻ >10 mg/L), esto es propio del origen de ésta, que fue obtenida de la planta de tratamiento de aguas servidas ubicada en la comuna de Hualqui, ya que las concentraciones de P y N en AS es mayor en zonas rurales respecto a las urbanas (Tsuzuki *et al.*, 2010).

5.2. Caracterización de los efluentes

5.2.1. Parámetros operacionales

Los parámetros operacionales pH, POR, temperatura y OD, se presentarán mediante gráficos de barra en función de cada VCO ($\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{d}$) realizada.

La Figura 11, resume el comportamiento del pH a lo largo del periodo de operación de los sistemas en estudio; en la grafica se observa que los valores de pH para todo este periodo oscilaron entre 6,58 y 7,65, mateniendose en condiciones neutras (cercano a 7) para cada estrategias evaluadas.

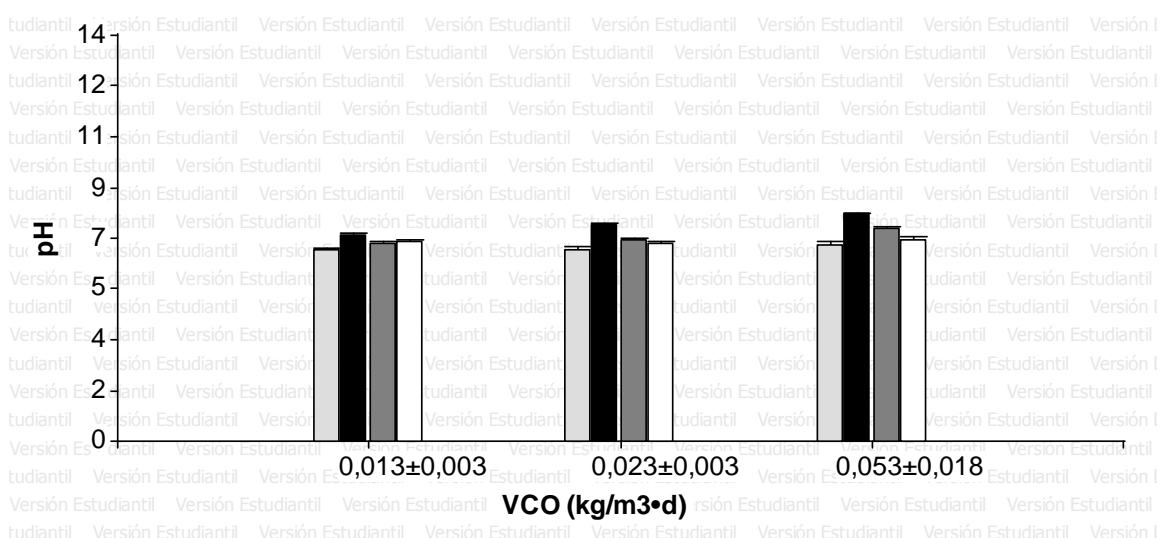


Figura 11. Variación de pH en cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO evaluadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

La medida del POR de las aguas es un índice del estado del sistema, en función de este se puede concluir si un cuerpo de agua presenta condiciones aeróbicas o anaeróbicas, o también nos puede dar un indicio del grado de tratamiento aplicado al AS (Píriz, 2000). En la Figura 12, se presentan los valores promedio y desviación estándar para el POR de cada sistema en cada una de las estrategias evaluadas; en general los valores obtenidos oscilaron entre $-76,35 \pm 34,67$ y -

165,60 ± 23,28 mv, a partir de ellos se puede concluir que los sistemas operaban bajo condiciones anaeróbicas, por tanto la degradación de la MO ocurre principalmente a través de reacciones anaeróbicas.

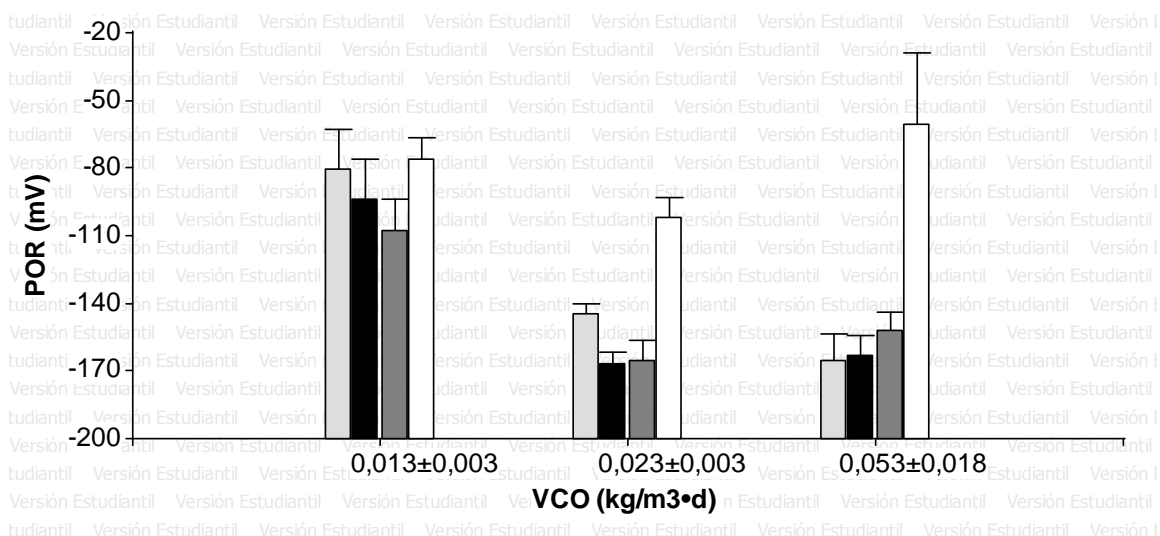


Figura 12. Variación de POR en cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO evaluadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

Los valores observados muestran la tendencia a disminuir del potencial redox al aumentar el VCO, sin embargo para el HC4- *Papiro egipcio*, los valores alcanzados fueron en todas las etapas mayores por lo que se atribuye un efecto a la vegetación utilizada en este caso.

En particular, los HCFSSH debido a que se encuentran permanentemente inundados, se ve afectada la transferencia de oxígeno y por tanto el POR del medio. Diversos autores reportan que HCFSSH que tratan AS urbanas y operan con cargas superficiales de 2-6 g DBO₅/m²·d, producen efluentes con bajas concentraciones de oxígeno y POR negativo, en muchos casos menor a -100 mV (García *et al.*, 2003, 2004; Huang *et al.*, 2004).

La variación de temperatura a lo largo del período de operación de los sistemas, se presenta en la Figura 13, en ella se observa que los valores de temperatura oscilaron entre 14,21 ± 2,62 y 10,36 ± 1.80 °C. En general se observó que la

temperatura presenta un comportamiento similar al de los patrones estacionales, es decir disminuye en invierno (VCO: $0,023 \pm 0,003$ kg DQO/m³·d) y aumenta en primavera (VCO: $0,053 \pm 0,018$ kg DQO/m³·d).

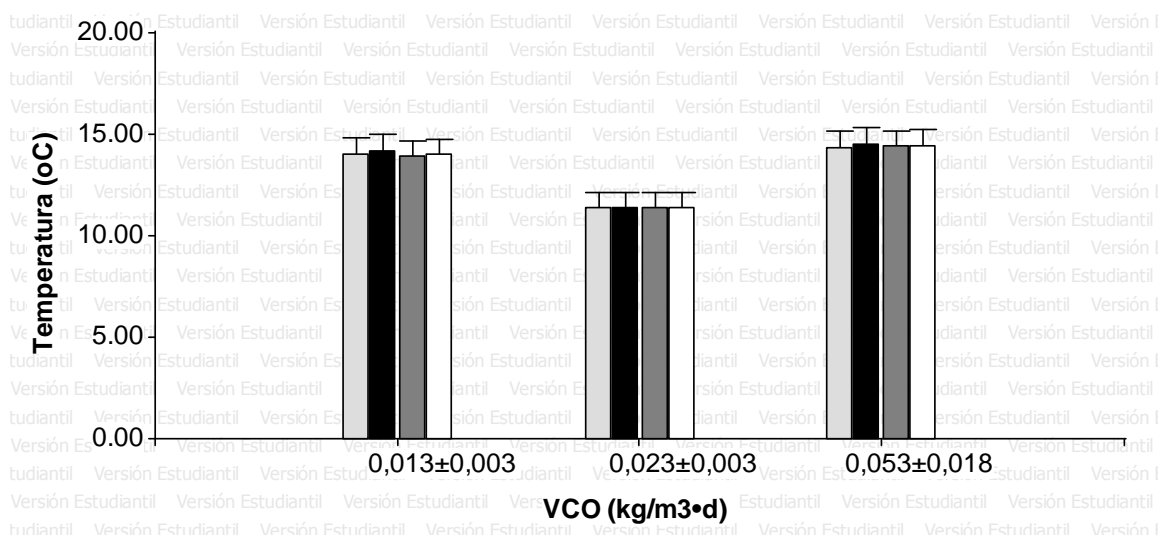


Figura 13. Variación de Temperatura en cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO evaluadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

Estudios han demostrado que las plantas en HC actúan como termorregulador, aminorando la insolación en el verano y actuando como aislante en el invierno con un efecto positivo para los procesos biológicos (Smith *et al*, 1997). García *et al*. (2003) han observado que un HC sin vegetación ni restos vegetales, el gradiente térmico medido en verano ha sido de hasta 12 °C/m, en cambio en un HC con vegetación (1800 g/m² de biomasa aérea expresada en peso seco) y restos vegetales (310 g/m²) ha sido de 3,4 °C/m.

Estudios recientes, reportan que la temperatura es un indicador importante a considerar en el funcionamiento de las plantas y en definitiva en la capacidad de eliminación de contaminantes a través de HC, ya que influye directamente en la concentración de oxígeno que es el principal encargado de la degradación de la MO proveniente de las AS; estos indican que a menores temperaturas, el OD se

encuentra en mayores concentraciones favoreciendo las reacciones aeróbicas dentro del sistema (Stein, 2010).

En la Figura 14, se presentan los valores promedio y desviación estándar para la concentración de OD, obtenido durante el periodo de operación para los diferentes sistemas, en cada VCO evaluada. De manera general se observa que todos los efluentes presentaron valores de OD inferiores a 1 mg/L, lo que nos indica que nuestros sistemas se encuentran operando bajo condiciones anóxicas, propio de los HCFSSH. Los resultados obtenidos, coinciden con los reportados por García *et al.* (2004); los autores concluyen que los procesos aeróbicos de eliminación de MO son poco significativos en comparación con los procesos anaeróbicos para este tipo de humedales.

En todas las estrategias evaluadas, el HC4- *Papiro egipcio* presento las mayores concentraciones para OD, lo que puede deberse al aumento en el crecimiento de esta especie (en comparación con los otros HC) lo que permite un aumento en la transferencia de oxígeno desde las hojas a las raíces. Debido a la ausencia de oxígeno en suelos saturados de agua, las raíces y rizomas de las plantas que crecen en los humedales deben obtener oxígeno de sus órganos aéreos internamente a través de espacios de aire en las plantas (Brix, 1994) .

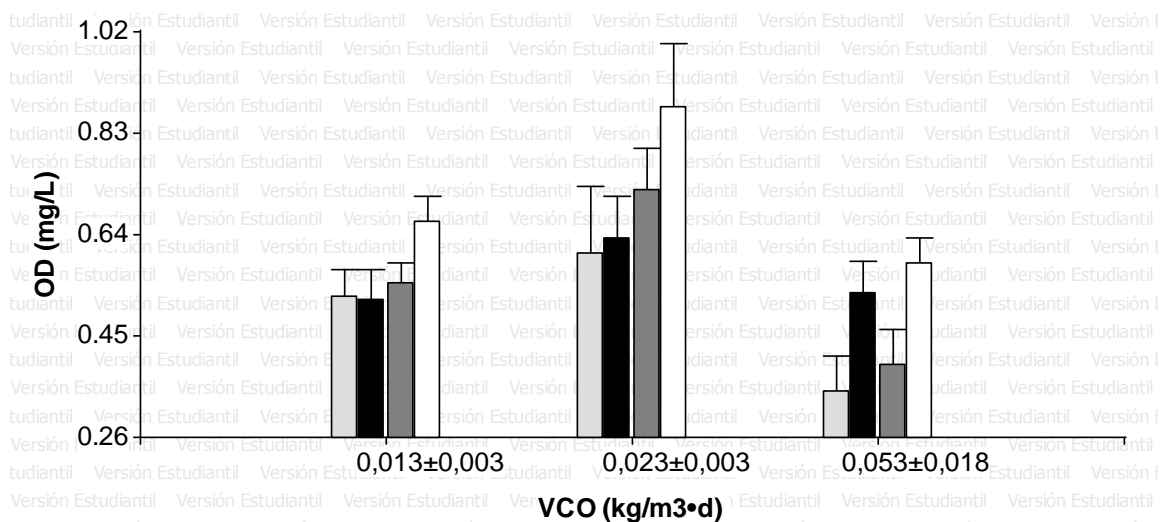


Figura 14. Variación de OD en cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO evaluadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

5.2.2. Caracterización fisicoquímica

Las caracterizaciones fisicoquímicas para los efluentes de cada sistema en estudio considerando las diferentes VCO evaluadas ($0,013 \pm 0,003$; $0,023 \pm 0,003$ y $0,053 \pm 0,018$ kg/m³·d) se presentan en las Tablas 6, 7 y 8.

En la Tabla 6, se presenta la caracterización fisicoquímica de los efluentes de los diferentes sistemas en estudio, al operar con una VCO: $0,013 \pm 0,003$ kg/m³·d. En la tabla se observa que los valores promedio para MO expresada como DBO₅ y DQO oscilaron entre $9,38 \pm 14,82$ a $15,92 \pm 16,82$ mg/L y entre $42,24 \pm 17,42$ a $55,06 \pm 19,79$ mg/L, respectivamente, encontrándose los mayores valores en el sistema HC1- *Lirio acuático*. Por otro lado la concentración de nutrientes medida como NH₄⁺ y PO₄⁻³, osciló entre $0,12 \pm 0,10$ a $2,53 \pm 1,19$ mg/L para NH₄⁺ y desde $0,17 \pm 0,06$ a $2,17 \pm 0,58$ mg/L para PO₄⁻³, mostrando las concentraciones menores el HC4- *Papiro egipcio*. En cuanto a contaminación patógena estos llegaron al orden de los 4×10^3 NMP/100mL.

Tabla 6. Caracterización fisicoquímica de los efluentes de cada sistema en estudio al operar los humedales con VCO= $0,013 \pm 0,003 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{día}$.

Parámetro	HC1- <i>Lirio acuático</i>	HC2- <i>Jacinto de agua</i>	HC3- <i>Tulbagia</i>	HC4- <i>Papiro egipcio</i>
DBO ₅ (mg/L)	10,16±18,80	15,92±16,82	9,38±14,82	9,70±8,39
DQO (mg/L)	55,06±19,79	46,73±12,38	49,02±8,27	42,24±17,42
TOC (mg/L)	8,04±1,46	5,36±1,03	7,74±1,01	4,83±0,78
SST (mg/L)	10,92±3,22	12,14±4,47	17,08±7,29	14,17±3,63
SSV (mg/L)	7,74±2,90	8,54±3,35	10,83±4,43	14,17±3,63
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	1,91±0,43	0,56±0,18	2,17±0,58	0,17±0,06
NH ₄ ⁺ (mg/L)	2,21±0,85	0,93±0,42	2,53±1,19	0,12±0,10
NT (mg/L)	6,33±0,58	2,43±0,51	9,00±1,00	2,00±0,00
PT (mg/L)	2,53±0,25	1,77±0,23	1,60±0,17	1,30±0,20
CF (NMP/100mL)	$3 \times 10^3 \pm 2 \times 10^3$	$3 \times 10^3 \pm 2 \times 10^3$	$4 \times 10^3 \pm 3 \times 10^3$	$4 \times 10^3 \pm 3 \times 10^3$
CT (NMP/100mL)	$1 \times 10^4 \pm 3 \times 10^3$	$9 \times 10^3 \pm 7 \times 10^3$	$6 \times 10^4 \pm 8 \times 10^4$	$2 \times 10^4 \pm 6 \times 10^3$

Nota: VCO: Velocidad de carga orgánica; DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno; DQO: Demanda Química de Oxígeno; TOC: Carbono orgánico total; SST: Sólidos Suspendidos Totales; SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles; PO₄⁻³: Fosfato; NH₄⁺: Amonio; NT: Nitrógeno Total; PT: Fósforo Total; CF: Coliformes fecales; CT: Coliformes totales; Cfg: Colifagos.

En la tabla 7 se presentan los resultados obtenidos para la caracterización fisicoquímica de los efluentes de los 4 HC evaluados al trabajar con una VCO: $0,023 \pm 0,003 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$, en ella se observa que los valores obtenidos siguen una tendencia similar, mostrando concentraciones de MO medida como DBO₅ entre $7,28 \pm 1,72$ y $9,28 \pm 2,54 \text{ mg/L}$, para DQO, valores entre $31,39 \pm 11,26$ y $47,84 \pm 14,85 \text{ mg/L}$; para ambos parámetros los menores valores corresponden al sistema HC4- *Papiro egipcio*. En similitud a la anterior VCO descrita los valores para nutrientes medidos como NH₄⁺ y PO₄⁻³ muestran valores inferiores en el HC4-

Papiro egipcio en comparación con los otros HC, siendo por ejemplo en el caso de PO_4^{-3} de $0,20 \pm 0,03$ mg/L en el HC4- *Papiro egipcio* y de $4,95 \pm 1,18$ mg/L en el HC3-*Tulbagia*. Para la contaminación patógena en esta VCO las concentraciones llegan al orden de los 4×10^4 NMP/100mL medida como CF.

Tabla 7. Caracterización fisicoquímica de los efluentes de cada sistema en estudio al operar los humedales con $VCO = 0,023 \pm 0,003$ kg/m³·día.

Parámetro	HC1- <i>Lirio acuático</i>	HC2- <i>Jacinto de agua</i>	HC3- <i>Tulbagia</i>	HC4- <i>Papiro egipcio</i>
DBO ₅ (mg/L)	9,28±2,54	8,48±2,37	8,75±1,50	7,28±1,72
DQO (mg/L)	46,09±14,41	42,38±22,64	47,84±14,85	31,39±11,26
TOC (mg/L)	17,63±0,99	12,49±0,41	15,35±0,59	10,97±0,51
SST (mg/L)	9,20±4,59	23,91±11,34	20,45±7,34	7,09±1,96
SSV (mg/L)	7,76±4,05	21,89±11,61	18,49±7,76	5,56±1,92
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	4,88±0,41	4,29±1,14	4,95±1,18	0,20±0,03
NH ₄ ⁺ (mg/L)	23,32±4,16	22,33±4,30	23,09±3,91	11,00±3,09
NT (mg/L)	22,00±1,41	23,00±2,83	22,00±0,00	27,50±0,71
PT (mg/L)	6,15±0,21	6,80±0,14	6,45±0,07	0,55±0,07
CF (NMP/100mL)	$2 \times 10^4 \pm 3 \times 10^3$	$3 \times 10^4 \pm 3 \times 10^3$	$3 \times 10^4 \pm 4 \times 10^3$	$4 \times 10^3 \pm 2 \times 10^3$
CT (NMP/100mL)	$9 \times 10^7 \pm 1 \times 10^4$	$3 \times 10^5 \pm 6 \times 10^4$	$3 \times 10^5 \pm 3 \times 10^4$	$3 \times 10^5 \pm 7 \times 10^4$

Nota: VCO: Velocidad de carga orgánica; DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno DQO: Demanda Química de Oxígeno; TOC: Carbono orgánico total; SST: Sólidos Suspendidos Totales; SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles; PO₄⁻³: Fosfato; NH₄⁺: Amonio; NT: Nitrógeno Total; PT: Fósforo Total; CF: Coliformes fecales; CT: Coliformes totales; Cfg: Colifagos.

Finalmente la tabla 8 muestra los resultados obtenidos para la caracterización fisicoquímica de los efluentes de los 4 HC evaluados al trabajar con una VCO: $0,053 \pm 0,018$ kg/m³·d, la determinación MO medida como DBO₅ varió entre 16,28

± 6,87 y 26,64 ± 12,21 mg/L y en cambio los valores de DQO oscilaron entre 119,02 ± 15,24 y 153,22 ± 17,48 mg/L. En cuanto a los valores de nutrientes, medidos como NH₄⁺ y PO₄⁻³ los resultados menores corresponden al HC4- *Papiro egipcio* con valores de 84,14 ± 7,94 y 0,75±0,38 mg/L respectivamente. Las concentraciones de microorganismos en esta VCO varían entre 9×10⁵± 4×10⁴ NMP/100mL para Coliformes Fecales y de 2×10⁴± 5×10³ UFP/100mL para Colifagos.

Tabla 8. Caracterización fisicoquímica de los efluentes de cada sistema en estudio al operar los humedales con VCO: 0,053 ± 0,018 kg/m³·d.

Parámetro	HC1- <i>Lirio acuático</i>	HC2- <i>Jacinto de agua</i>	HC3- <i>Tulbagia</i>	HC4- <i>Papiro egipcio</i>
DBO ₅ (mg/L)	26,64±12,21	22,80±4,81	24,40±2,68	16,28±6,87
DQO (mg/L)	126,46±17,36	121,35±19,07	119,02±15,24	153,22±17,48
TOC (mg/L)	27,21±2,44	25,90±1,98	24,97±2,22	29,25±5,15
SST (mg/L)	78,96±13,12	25,19±7,80	36,52±15,51	55,07±18,45
SSV (mg/L)	66,41±16,32	22,95±6,82	34,41±15,63	51,16±19,28
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	12,43±1,96	12,76±3,43	12,99±0,99	0,75±0,38
NH ₄ ⁺ (mg/L)	174,09±18,95	185,62±16,74	122,88±11,88	84,14±7,94
NT (mg/L)	155,00±36,10	188,30±29,30	165,00±13,2	90,00±22,90
PT (mg/L)	15,7±0,58	13,7±1,15	12,3±0,58	1,37±0,55
CF (NMP/100mL)	9×10 ⁵ ±4×10 ⁴	2×10 ⁵ ±4×10 ⁴	2×10 ⁵ ±4×10 ⁴	7×10 ⁵ ±5×10 ⁴
CT (NMP/100mL)	2×10 ⁶ ±3×10 ⁶	2×10 ⁶ ±2×10 ⁵	2×10 ⁶ ±4×10 ⁵	8×10 ⁶ ±4×10 ⁶
Cfg (UFP/100mL)	1×10 ⁴ ±2×10 ³	2×10 ⁴ ±5×10 ³	2×10 ⁴ ±5×10 ³	1×10 ⁴ ±1×10 ³

Nota: VCO: Velocidad de carga orgánica; DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno; DQO: Demanda Química de Oxígeno; TOC: Carbono orgánico total; SST: Sólidos Suspendidos Totales; SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles; PO₄⁻³: Fosfato; NH₄⁺: Amonio; NT: Nitrógeno Total; PT: Fósforo Total; CF: Coliformes fecales; CT: Coliformes totales; Cfg: Colifagos.

5.3. Comportamiento de la operación de los HCFSSH

A continuación se presentan los resultados obtenidos para el estudio de la eficiencia de eliminación de SS, MO y nutrientes de los 4 HCFSSH en evaluación. Los resultados se exponen mediante gráficos de barra, comparando el parámetro en estudio frente a las diferentes VCO en evaluación, para cada HC en estudio.

5.3.1. Eliminación de MO y SS

En las Figura 15 y 16, se presentan los resultados obtenidos para la eficiencia de eliminación de MO expresada como DBO₅ y DQO, para los diferentes sistemas en estudio, considerando las tres VCO realizadas.

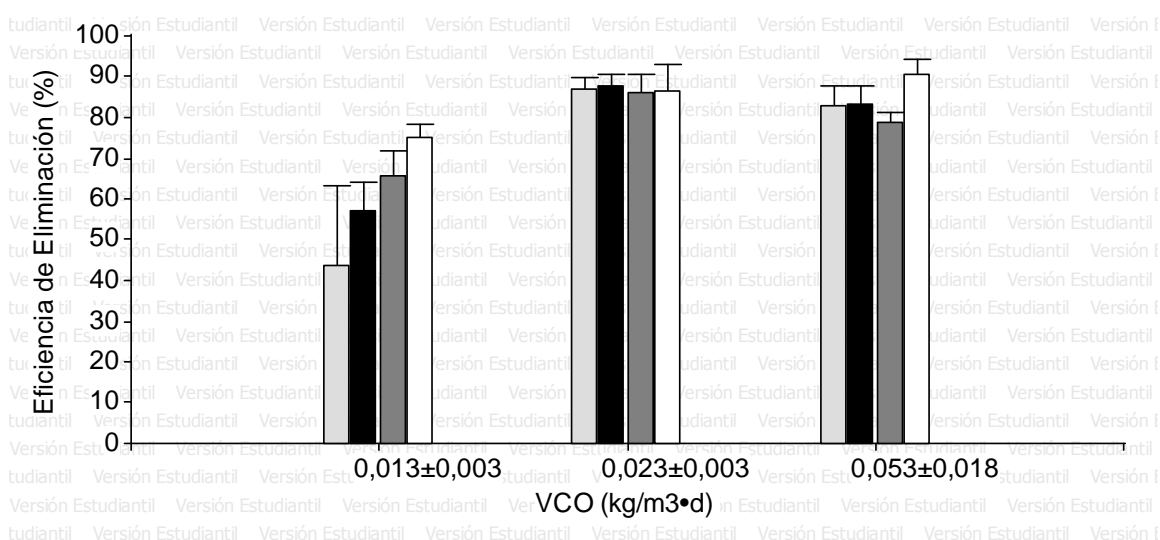


Figura 15. Eficiencias de eliminación de DBO₅ para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (▒) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

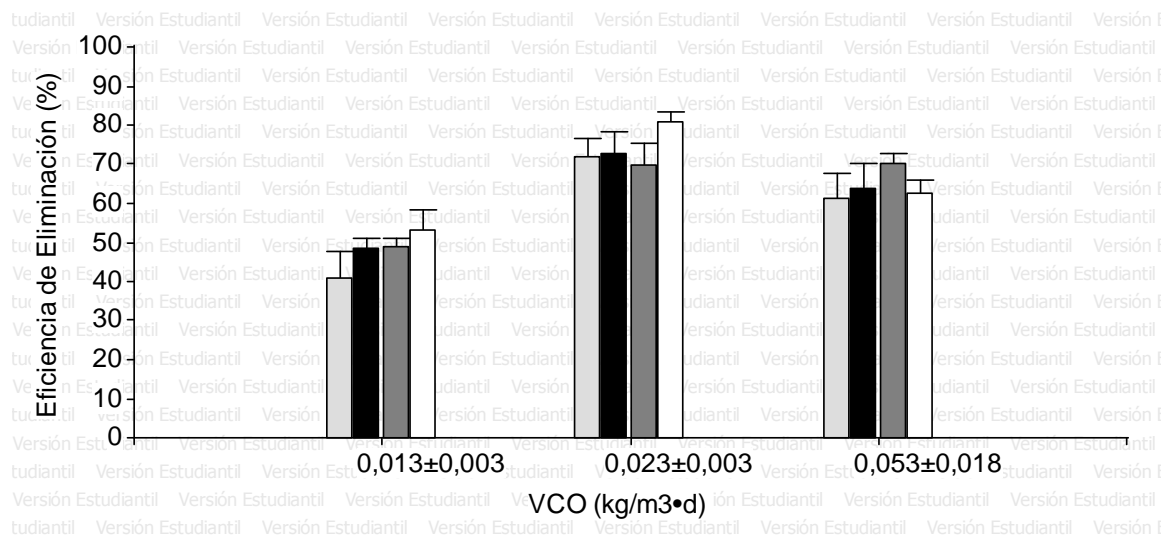


Figura 16. Eficiencias de eliminación de DQO para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

En las etapas de operación II y III (VCO: 0,023 y 0,053 kg DQO/m³·d, respectivamente) se alcanzan eficiencias de eliminación para DBO₅ y DQO superiores al 80% y 95% respectivamente, estos valores son concordantes con los reportados por otros autores en donde se muestran valores de hasta un 80% para la DBO₅ y de un 75% para la DQO (Vymazal, 2005); en cambio en la etapa I (VCO: 0,013 kg DQO/m³·día) se obtiene que la eficiencia de eliminación de MO que oscila entre 40 y 75%, esta baja eficiencia obtenida puede ser explicada por el hecho de que los sistemas en estudio, se encuentran en etapa de aclimatación o acondicionamiento, lo cual nos indica que están recién comenzando a desarrollarse los consorcios y rizosfera. La rizosfera es conocida por albergar una gran diversidad de formas bacterianas (Paul & Clark, 1996) y es por ello que las eficiencias encontrados de los HC con plantas son mayores a los reportados para HC no plantados, ya que la rizosfera estimula la comunidad microbiana (Gagnon *et al.*, 2006). Estudios realizados, sugieren que la rizosfera mejora la densidad y

la actividad microbiana proporcionando superficie para el crecimiento microbiano, una fuente de carbono a través de los exudados de las raíces y un ambiente ligeramente aeróbico a través de la liberación de oxígeno por la raíz (Gersberg *et al*, 1986; Brix, 1997).

En la Figura 17 se resume el comportamiento del sistema en cuanto a la eficiencia de eliminación de COT.

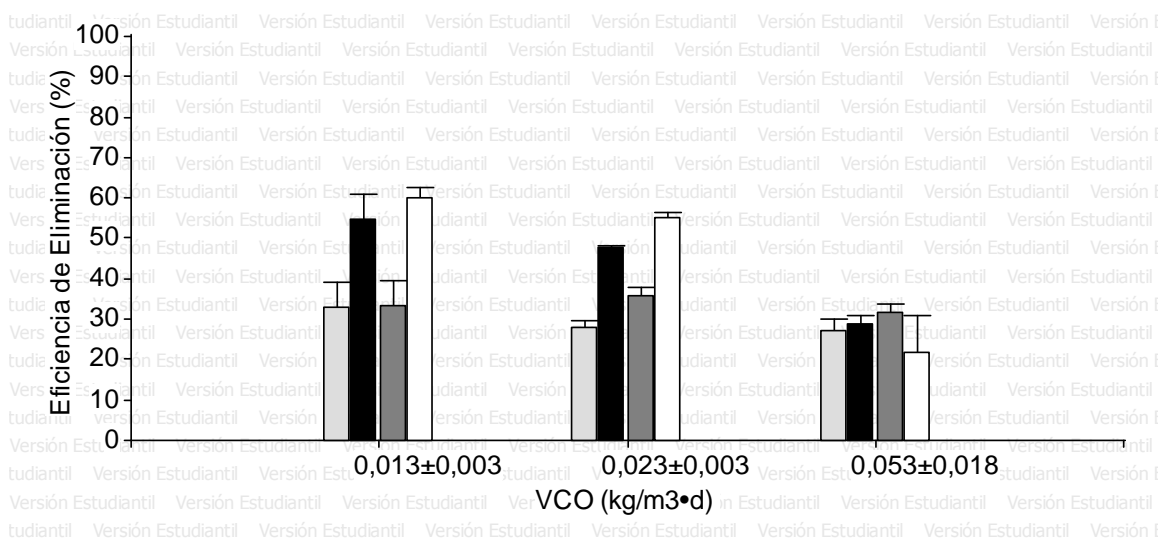


Figura 17. Eficiencias de eliminación de COT para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (▒) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

Se estima que las plantas ornamentales utilizadas en cada HC ha jugado un papel importante en estos resultados, observándose diferencias en cada uno de ellos, siendo la especie papiro egipcio aquella que logra los valores más altos (>50% de eliminación) y la especie lirio acuático la que presentó las menores eficiencias de eliminación, cercanas al 20% para VCO de 0,013 y de 0,023 kg DQO/m³·d. Esto nos indica que la actividad biodegradadora al interior del sistema se ve favorecida

por la planta al transportar el oxígeno hacia las raíces y de estas a otras zonas, logrando así la eliminación de MO (Brix, 1994).

Además, se puede apreciar que la eliminación de MO medida como COT, tiene una tendencia diferente a la observada para la eliminación de DBO_5 y DQO, ya que esta se ha mantenido estable en la segunda etapa con un porcentaje de eliminación inferior al 60%, esta tendencia se mantiene constante hasta la finalización de este estudio. Esta diferencia, se entiende debido a que COT, es una medida no específica de todos los compuestos orgánicos presentes en el agua, que en este caso usamos como complemento en la medición de la calidad de ésta.

En las Figuras 18 y 19, se presentan las eficiencias de eliminación obtenidas para SST y SSV en función de las diferentes VCO evaluadas para cada uno de los humedales en estudio; en general se observa que tanto para SST y SSV la eficiencia de eliminación fue superior al 50% en todos los sistemas. Al evaluar la capacidad del sistema para eliminar los sólidos presentes en el AS (influyente), se observa que en la primera etapa (VCO: $0,013 \pm 0,003 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$) se obtienen las eficiencias más bajas, lo que coincide con la puesta en marcha de los sistemas; en cambio para la segunda y tercera etapas, (VCO: $0,023 \pm 0,003$ y $0,053 \pm 0,018 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$, respectivamente) se obtiene una mayor estabilidad en los resultados y se alcanzan eficiencias de eliminación superiores al 90%.

En los humedales HCFHSS 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% (García & 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).

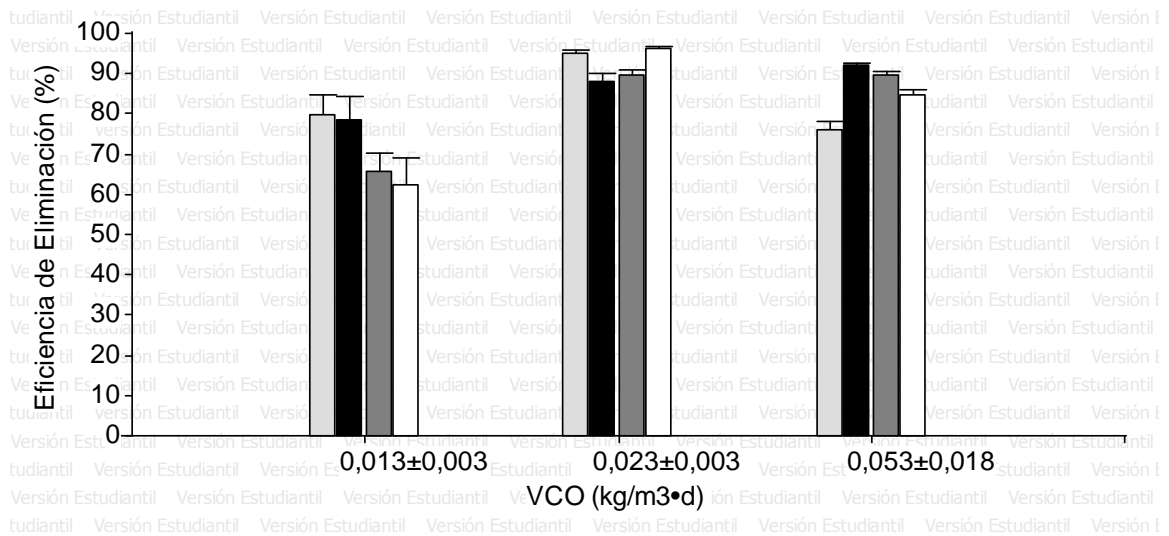


Figura 18. Eficiencias de eliminación de SST para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

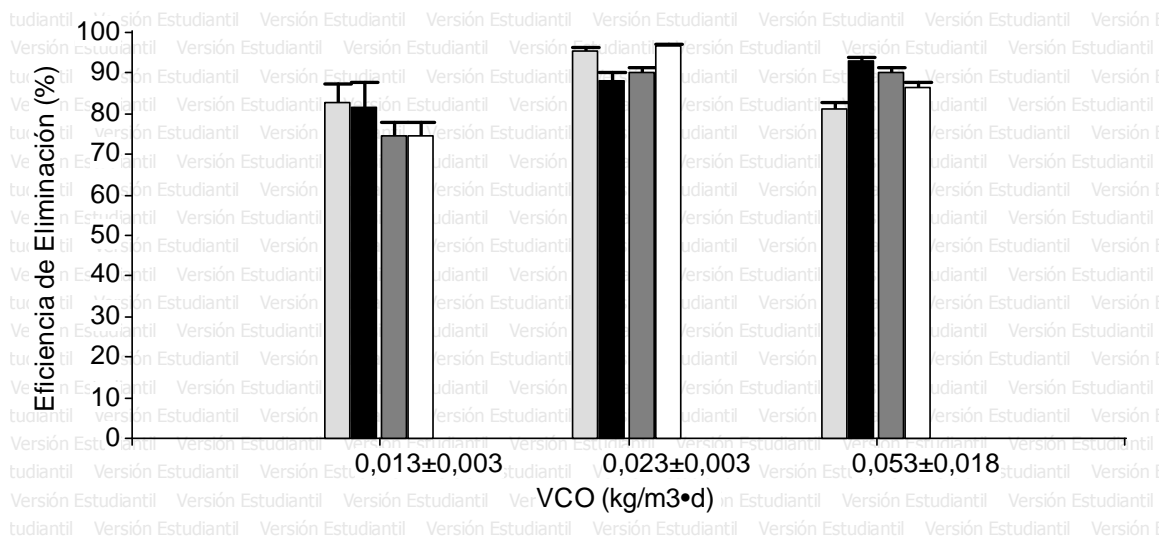


Figura 19. Eficiencias de eliminación de SSV para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

5.3.2. Eliminación de Nutrientes

La Figura 20 presenta la eficiencia de eliminación de P, medida PO_4^{-3} para las tres VCO evaluadas en cada HC.

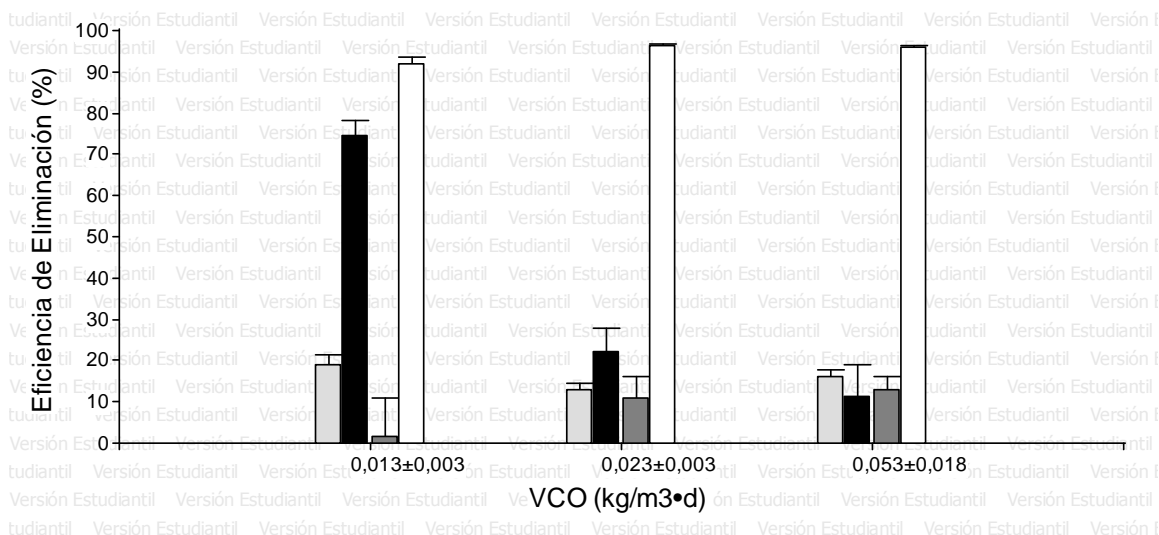


Figura 20. Eficiencias de eliminación de PO_4^{-3} para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

La eliminación de P mediante HC es baja, los valores reportados en literatura se encuentran entre un 10-20% (García & Corzo, 2008), por otra parte, el PO_4^{-3} representa más del 60% del PT en el AS (Henze *et al.*, 2002)

Para los sistemas en estudio se observa que para HC1- *Jacinto de agua* y HC3- *Tulbagia* las eficiencias de eliminación no fueron superiores al 20%; en cambio para el HC4- *Papiro egipcio* se obtienen eficiencias de eliminación superiores al 90%, por lo que se atribuye un aporte en la eficiencia desde la especie vegetal utilizada; investigadores como Kyambadde (2004) corroboran estos resultados ya que recomiendan la utilización de esta especie para obtener mayores eficiencias de eliminación de nutrientes.

En la Figura 21 presentan los resultados obtenidos para la eficiencia de eliminación de amonio.

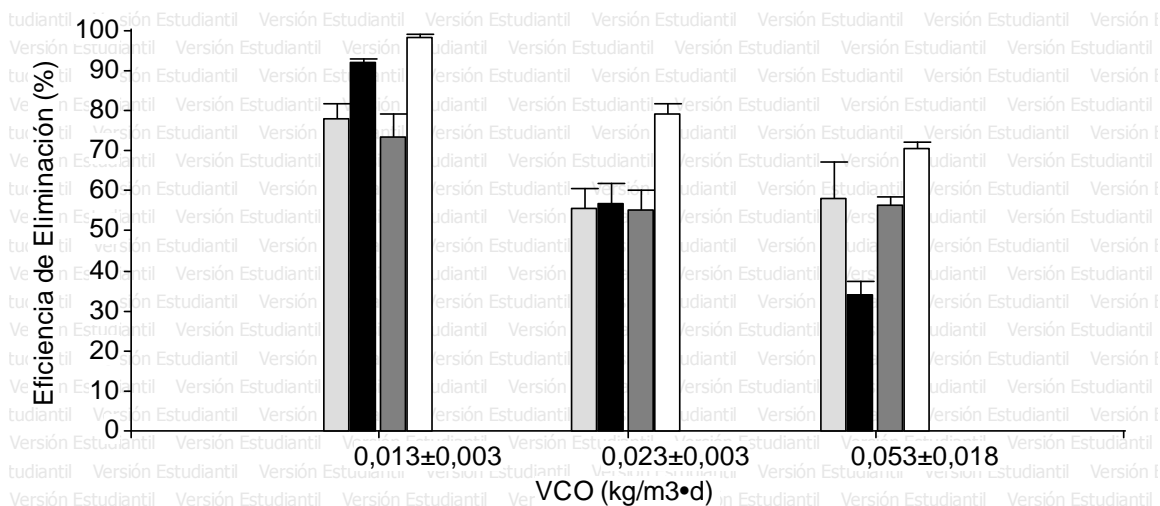


Figura 21. Eficiencias de eliminación de NH_4^+ para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- Lirio acuático; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

En la figura se observa que las eficiencias de eliminación en este estudio son superiores al 30%, esta mayor eficiencia puede deberse principalmente a la utilización de un influente diluido en las dos primeras etapas (VCO: 0,013 y 0,023 $\text{kg/m}^3\cdot\text{d}$). Al aumentar la concentración de afluente, VCO: 0,053 $\text{kg/m}^3\cdot\text{d}$, los porcentajes de eliminación muestran una disminución consecuente con el aumento en la carga orgánica; sin embargo los más altos valores observados (superiores al 50%) corresponden a HC1- *Lirio acuático*, HC3- *Tulbagia* y HC4- *Papiro egipcio*, sugieren que mecanismos como la absorción por el medio de soporte o la acción microbiana se están llevando a cabo (Vymazal, 2007).

En las AS el nitrógeno se encuentra principalmente como NH_4^+ , las concentraciones de nutrientes que asimilan las plantas suelen ser insignificantes en comparación con las cargas de nutrientes que reciben los HCFSSH, y están en el rango del 10-20% (García & Corzo, 2008).

Cabe mencionar que la especie vegetal es relevante en esta eficiencia ya que la mayor parte de los nutrientes asimilados son devueltos al agua, debido a los procesos de descomposición (Stottmeister *et al.*, 2003). En este sentido se muestra una clara diferencia en el HC4– *Papiro egipcio* al mostrar eficiencias superiores a los otros HC, para todas las VCO evaluadas.

5.3.3. Eliminación de Patógenos

A continuación se presentan las concentraciones de salida para Coliformes totales y fecales de los efluentes de cada celda a las distintas cargas orgánicas estudiadas. Además, se presenta, mediante gráfico de barras las concentraciones de colifagos de los efluentes para la carga de efluente con una VCO de $0,053 \pm 0,018 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$

Bacterias: Coliformes Totales (CT) y Coliformes Fecales (CF).

Las concentraciones de CT y CF se muestran en las Figuras 22 y 23, respectivamente. Los resultados obtenidos indican que existe remoción de patógenos considerando que el promedio de CT y CF del afluente fue de $7 \times 10^7 \pm 8 \times 10^7$ y $4 \times 10^7 \pm 8 \times 10^6$ NMP/100mL respectivamente y obteniendo valores que coinciden con lo establecido en la literatura, con disminuciones que oscilan entre 1 y 2 UL/100 mL para estos indicadores (Rivera, 1995; Ottová, 1997); sin embargo, no se permitiría una descarga según normativa a cuerpos de aguas superficiales (DS 90/2000) o la reutilización del efluente para riego (NCh 1333/1978) ya que las concentraciones obtenidas (10^6 y 10^5 NMP/100mL) superan el rango permitido (10^3 NMP/100mL para CF).

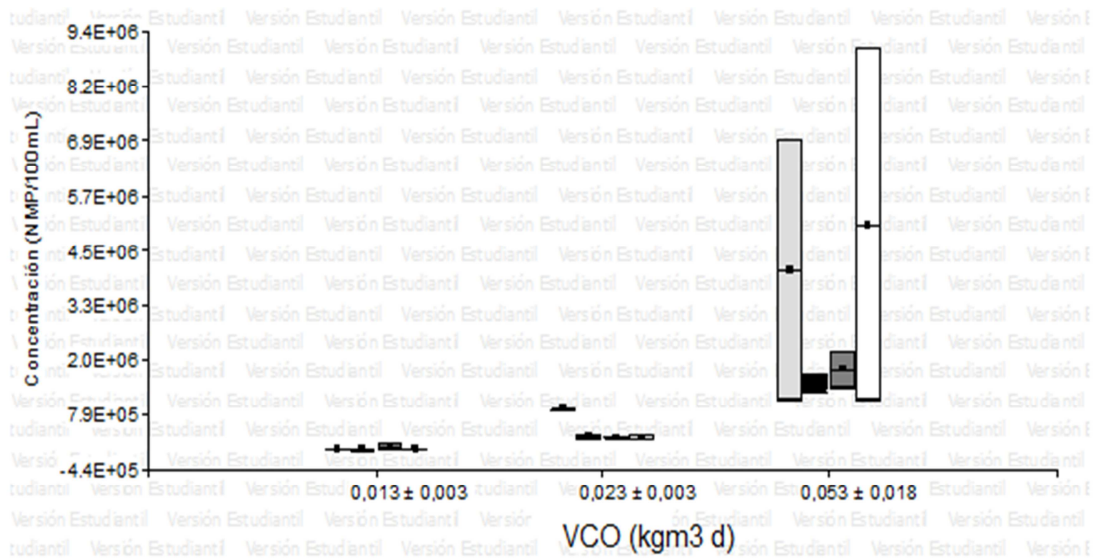


Figura 22. Concentraciones de salida de CT para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

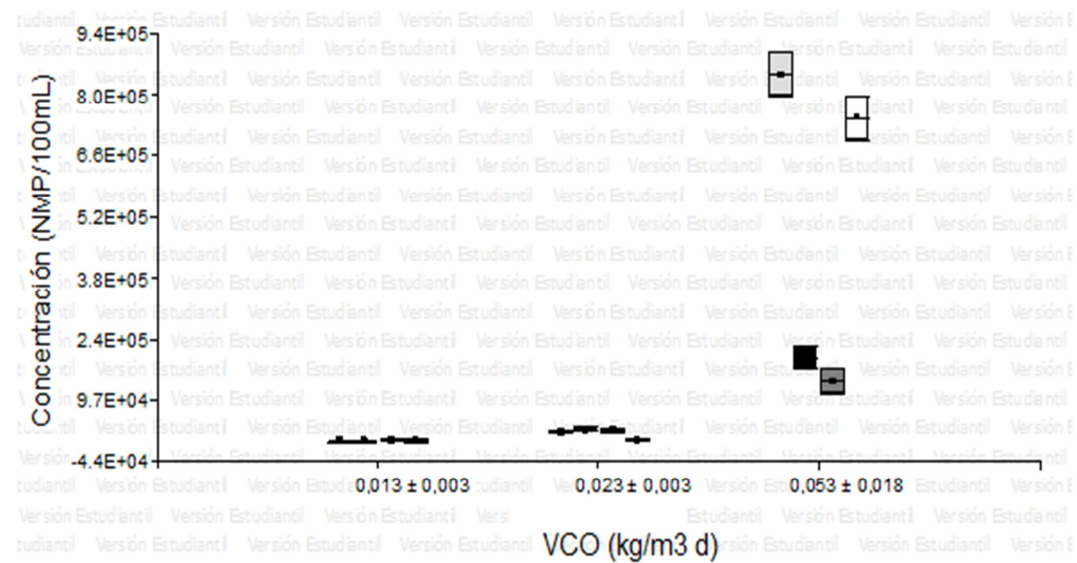


Figura 23. Concentraciones de salida de CF para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*.

-Virus: Colifagos

El análisis de colifagos somáticos también ha sido utilizado como indicador de contaminación fecal y marcador en el proceso de tratamiento de aguas, ya que provienen del tracto gastrointestinal de organismos de sangre caliente y se ha observado que tras el proceso de tratamiento de las aguas, se eliminan a un ritmo comparable a los virus entéricos (Skraber *et al.* 2004, Campos-Pinilla *et al.* 2008).

Los colifagos son además, más resistentes a los procesos de tratamiento de agua, por lo cual algunos autores sugieren que su detección es de mayor utilidad que las bacterias fecales (Okoh *et al.*, 2010, Brezina & Baldini 2008).

La Figura 24 nos muestra las concentraciones en el efluente para este indicador durante la etapa III (VCO: $0,053 \pm 0,018 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$), si bien no es posible realizar una comparación en la puesta en marcha de este estudio es importante realizar la evaluación de este indicador ya que es relevante evaluar la contaminación viral de los efluentes y los colifagos pueden ser mejores indicadores de contaminación fecal.

Los valores encontrados indican la presencia de virus entéricos en todos los efluentes (10^4 UFP/100mL) lo que indica que se debe aplicar un proceso de desinfección para eliminar este contaminante.

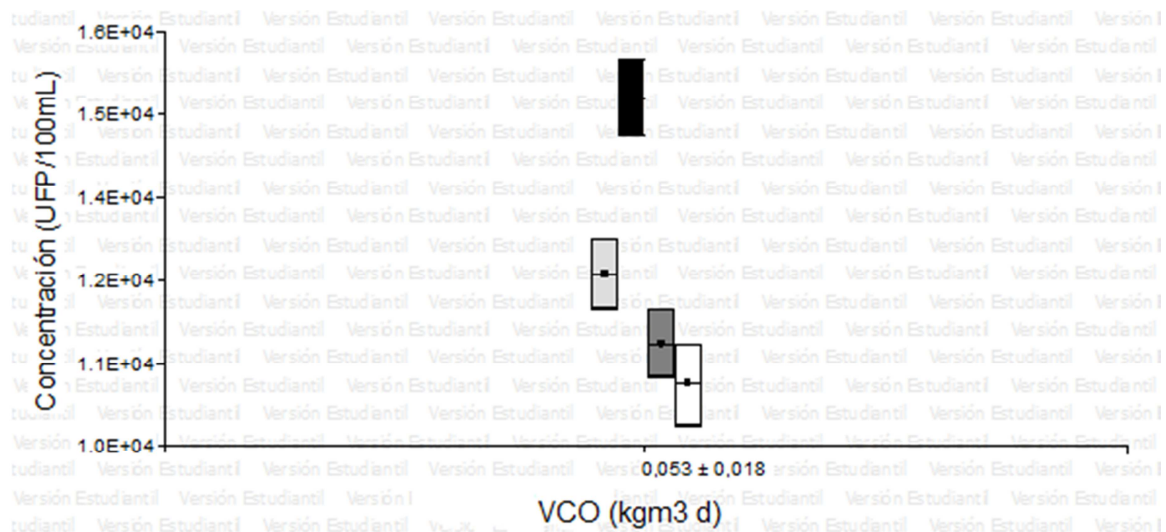


Figura 24. Concentraciones de salida de CF para cada sistema en estudio, considerando las diferentes VCO efectuadas. (□) HC1- *Lirio acuático*; (■) HC2- *Jacinto de agua*; (■) HC3- *Tulbagia*; (□) HC4- *Papiro egipcio*. kg

Los aspectos ligados a la eliminación de microorganismos han recibido menos estudiados, en comparación a la eliminación de nutrientes o materia orgánica. En general, la mayoría de estudios realizados en humedales construidos ya sea experimentales, a nivel de planta piloto o escala real, muestran como la eliminación de bacterias coliformes fecales en los humedales puede alcanzar valores entre 1 y 2,5 UL (Rivera *et al.*, 1995; Tanner *et al.*, 1995; Williams *et al.*, 1995; Ottová *et al.*, 1997; Decamp *et al.*, 1999), mientras que en los colifagos pueden alcanzar entre 0,5 y 2 UL (Williams *et al.*, 1995; Gerba *et al.*, 1999; Barret *et al.*, 2000; Hagendorf *et al.*, 2000).

En este mismo sentido, aunque los porcentajes de eliminación de coliformes fecales que se han obtenido en diferentes humedales superan en muchas ocasiones el 95% (Ottová *et al.*, 1997), para valores comunes en AS, alrededor de 10^6 NMP/100 mL, un 95% de rendimiento equivaldría a una reducción de aproximadamente 1,3 UL. Se produce por tanto un descenso del 20% en unidades

logarítmicas, lo que evidencia que la eliminación no es tan elevada como el porcentaje de reducción señala.

5.4. Efecto en la vegetación en la operación de los HCFSSH

El efecto de la vegetación (plantas ornamentales) en la eliminación de contaminantes, se valoró a través de ensayos cualitativos (registro visual) y cuantitativos (análisis foliar y carbono total).

5.4.1. Registro visual

Los resultados obtenidos, nos indican que las plantas utilizadas en este estudio, presentaron una evolución diferente, adaptándose de forma gradual a las condiciones del medio. *Papiro egipcio* (HC4) fue la que presentó la mejor adaptación de las condiciones experimentales, durante las tres etapas de operación, alcanzando el mayor número de hojas y flores. *Jacinto de agua* (HC2), tuvo características similares, con un crecimiento rápido durante las primeras etapas, pero disminuyendo en su calidad al finalizar este estudio. Para la *Tulbagia* (HC3) no se evidenciaron grandes cambios visuales en las primeras etapas en cuanto deterioro de sus hojas, sin embargo, esta especie estaba en período de floración que indica su adaptación y resistencia a las condiciones del influente (VCO: $0,053 \pm 0,018$ kg/m³·día); finalmente *Lirio acuático* (HC1), es la que sufrió mayor deterioro y aparentemente menor adaptación al sistema de tratamiento de aguas servidas, perdiendo sus flores y tallos.

En las Figuras 25, 26, 27 y 28, se presenta un registro fotográfico, de la evolución de la vegetación durante todo el periodo de operación, para los diferentes sistemas

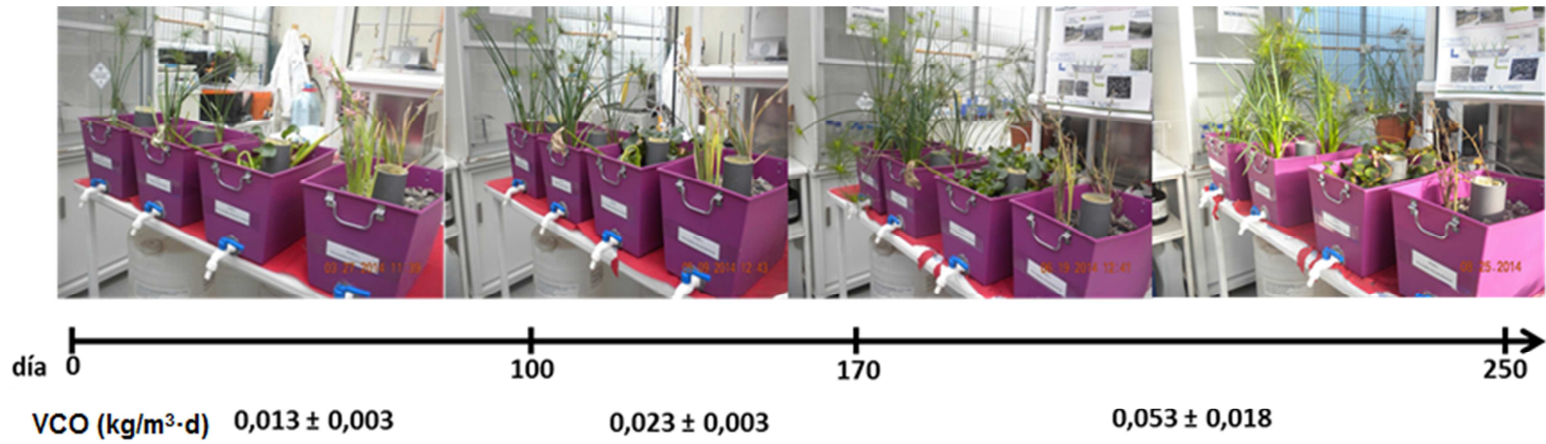


Figura 25: Registro fotográfico de la evolución de la vegetación a lo largo del período de operación de los sistemas.

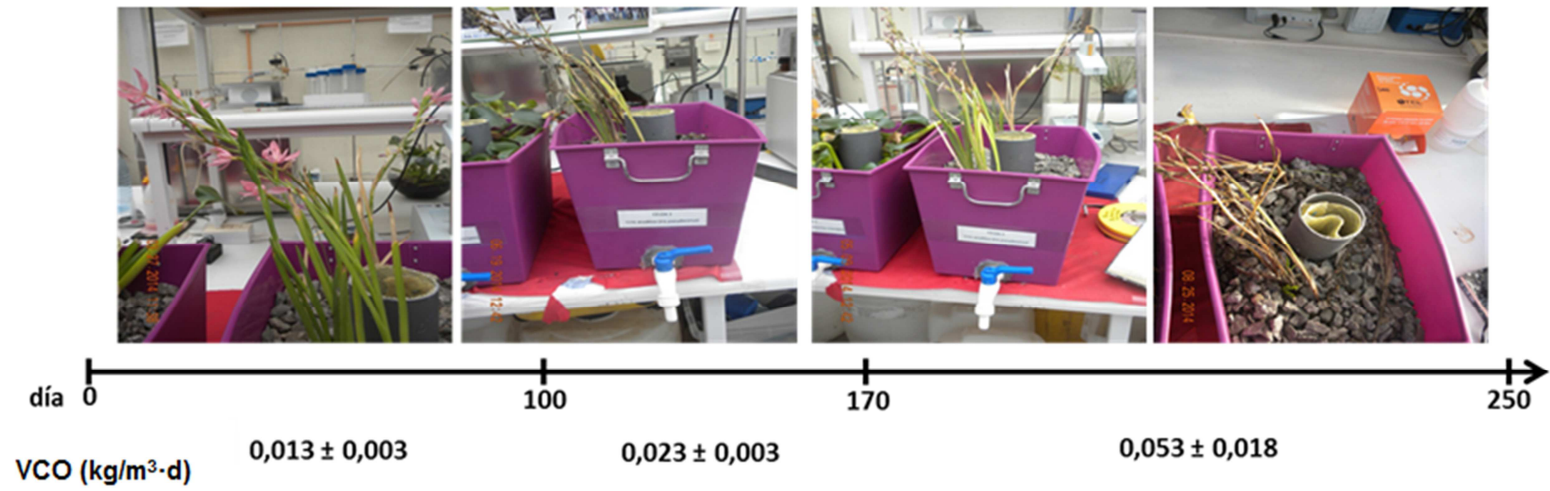


Figura 26. Evolución HC1- *Lirio acuático* durante los períodos de operación.

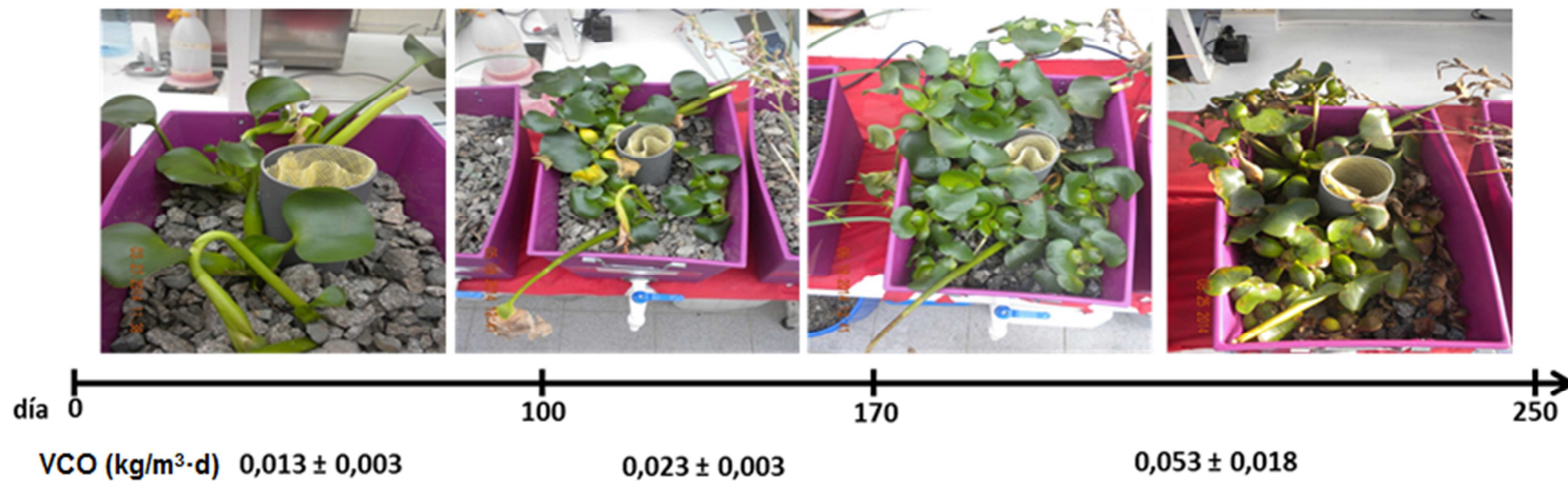


Figura 27. Evolución HC2- *Jacinto de agua* durante los períodos de operación

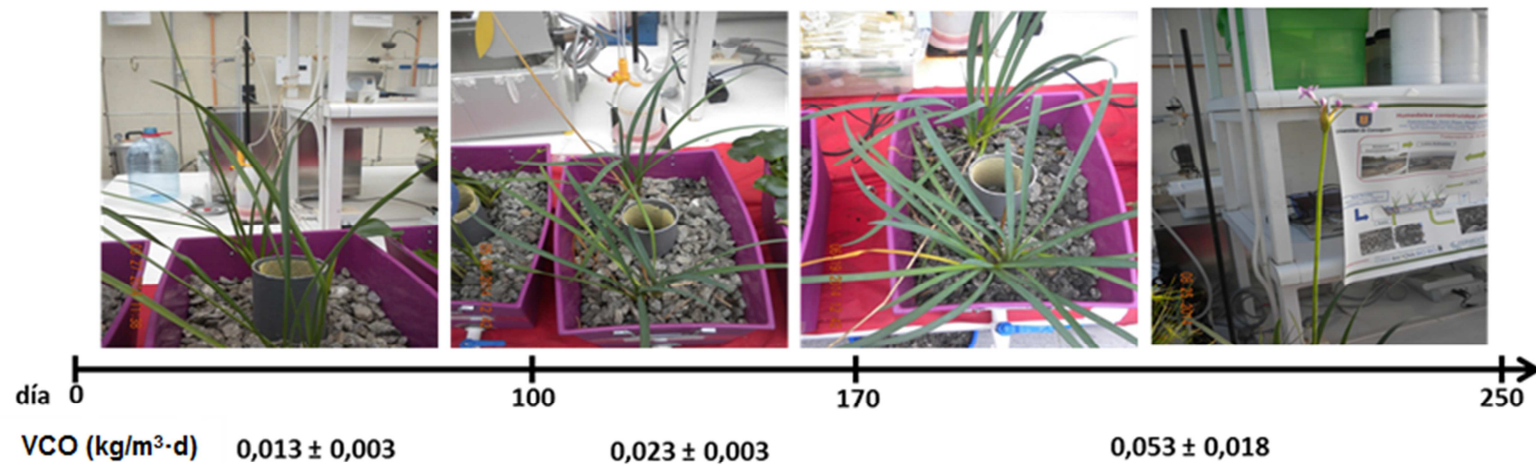


Figura 28. Evolución HC3- *Tulbagia* durante los períodos de operación.

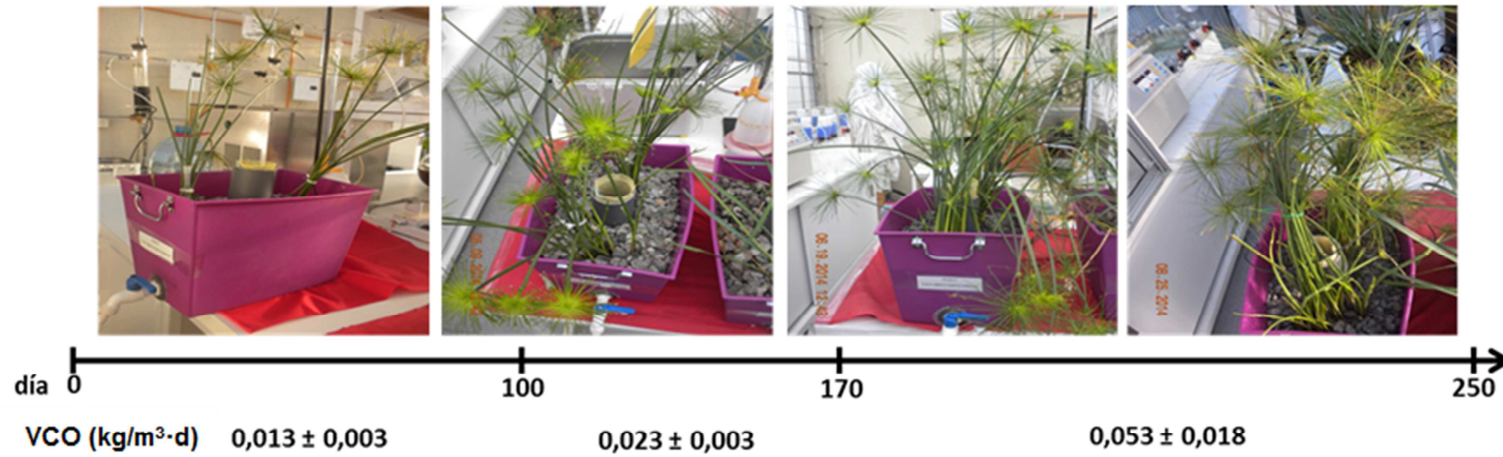


Figura 29. Evolución HC4- *Papiro egipcio* durante los períodos de operación.

5.4.2. Análisis foliar y carbono

Al finalizar las tres etapas de operación (semana 35), se realizó el desarme de cada HC y se procedió a efectuar el análisis del material vegetal; en la Figura 30 se puede observar el aspecto de los humedales al momento del desarme. Como se mencionó anteriormente, la vegetación del HC1- *Jacinto de agua*, no toleró las diferentes VCO realizadas durante el periodo de operación, por tanto no fue posible realizar el estudio foliar.



Figura 30. Término del estudio y desarme de los HC.

Las imágenes muestran las características internas de la celda viéndose el crecimiento de las raíces y rizomas de las plantas, fundamentales para el crecimiento de la biopelícula. La biopelícula crece adherida a las partes subterráneas de las plantas y sobre el medio granular. Alrededor de las raíces se crean microambientes aeróbicos donde tienen lugar procesos microbianos

que usan el oxígeno, como la degradación aeróbica de la materia orgánica y la nitrificación (García & Corzo, 2008).

En la Tabla 9 se presentan los resultados obtenidos para el análisis foliar y carbono total de los HC correspondientes; este ensayo se realizó a la planta, incluyendo las raíces y hojas. El nitrógeno, fósforo y potasio son los tres grandes nutrientes absorbidos por las plantas para su crecimiento óptimo. A partir de los resultados obtenidos, se observa que *Tulbagia* presentaba el mayor porcentaje de nitrógeno (4,52%), en cambio *Lirio acuático* presentaba los valores más elevados para fósforo y potasio (0,60 y 1,90%, respectivamente). Cabe señalar que los resultados varían de acuerdo al tipo de planta y factores externos como temperatura y luz por lo que los porcentajes podrían cambiar en otras condiciones.

Tabla 9. Resultados Análisis Básico foliar.

	Nitrógeno %	Fósforo %	Potasio %
HC2- <i>Jacinto de agua</i>	3,84	0,60	1,90
HC3- <i>Tulbagia</i>	4,52	0,42	1,17
HC4- <i>Papiro egipcio</i>	1,93	0,41	0,79

5.5. Balance de nitrógeno y fósforo

A partir de los resultados obtenidos en el análisis foliar, datos hidráulicos y caracterización fisicoquímica del influente y efluente, se realizó el balance de N y P para cada sistema, con el fin de determinar la cantidad de nutrientes absorbidos por las plantas, retenido por el medio de soporte utilizado, asimilado y/o transformado.

En la Tabla 10 se presentan los valores obtenidos para el balance de N en los diferentes sistemas, considerando todo el periodo de operación. En ella se observa que la mayor eliminación de nitrógeno ocurre al interior de los humedales alcanzando valores que superan el 50%, para el caso de los HC3- *Tulbagia* y HC4- *Papiro egipcio*, por otro lado la asimilación por parte de las plantas alcanza valores menores al 40%.

Tabla 10. Balance de Nitrógeno en los HC.

Zona	HC1- <i>Lirio acuatico</i>	HC2- <i>Jacinto de agua</i>	HC3- <i>Tulbagia</i>	HC4- <i>Papiro egipcio</i>
Entrada (g)	11,012	11,008	11,037	12,508
Foliar (g)	0,000	1,587	4,225	2,384
(%)	(0)	(14,42)	(38,28)	(19,06)
Microorganismos y/o Retención (g) (%)	4,626 (42,01)	3,953 (35,91)	2,366 (53,23)	9,472 (75,73)
Salida (%)	6,385 (57,99)	5,468 (49,67)	4,446 (40,28)	0,652 (5,21)

En los sistemas evaluados HCFSSH la baja disponibilidad de oxígeno, reduce su capacidad de eliminar el NH_4^+ por nitrificación biológica (Vymazal & Kröpfelová, 2008). Por otro lado, la desnitrificación es un proceso anoxico y se lleva a cabo por bacterias heterótrofas facultativas en presencia de MO (Bacillus, Micrococcus y Pseudomonas).

En cuanto a la asimilación por las plantas, las dos formas de N más utilizadas son el nitrato y el amonio. Las plantas asimilan aproximadamente el 10 a 15% de la carga de N aplicada (García *et al.*, 2004).

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

En la Tabla 11 se presentan los valores obtenidos para el balance de P en los diferentes sistemas, considerando todo el periodo de operación. En ella se observa que la mayor retención se obtiene en el HC4- *Papiro egipcio*, en relación con los otros HC, obteniendo valores de 32,79% que corresponden a la acción de microorganismos y/o retención y de un 64,39% de este nutriente asimilado por la especie *Papiro egipcio*. Se puede apreciar que la zona Foliar es aquella en que los porcentajes de retención son mayores en todos los HC, sin importar la especie vegetal.

Tabla 11. Balance de Fósforo en los HC.

Zona	HC1- <i>Lirio acuático</i>	HC2- <i>Jacinto de agua</i>	HC3- <i>Tulbagia</i>	HC4- <i>Papiro egipcio</i>
Entrada (g)	0,719	0,719	0,721	0,787
Foliar (g)	0,000	0,248	0,393	0,507
(%)	<i>(0)</i>	<i>(34,48)</i>	<i>(54,48)</i>	<i>(64,39)</i>
Microorganismos y/o retención (g) (%)	0,071 <i>(9,86)</i>	0,002 <i>(0,28)</i>	0,000 <i>(0,03)</i>	0,258 <i>(32,79)</i>
Salida (%)	0,648 <i>(90,14)</i>	0,469 <i>(65,23)</i>	0,328 <i>(45,49)</i>	0,022 <i>(2,82)</i>

Ambos balances concuerdan con lo descrito en estudios (Theophile *et al.*, 2011) en que indica que la especie *Cyperus Papyrus* en los humedales influye de manera significativa la tasa de eliminación de nutrientes en las aguas residuales.

5.6. Balance de MO

En la Tabla 12, se presentan los resultados obtenidos para el balance de MO; el método utilizado para la estimación del balance se basa en el principio de la conservación de la materia, el cual contempla las entradas, salidas, generación y transformación de contaminantes y MO en el sistema; para ello se midió la DQO contenida en el medio de soporte, comparada con la DQO de entrada y salida de cada sistema.

Tabla 12. Balance de Materia orgánica en las celdas

Zona	HC1- <i>Lirio acuático</i>	HC2- <i>Jacinto de agua</i>	HC3- <i>Tulbagia</i>	HC4- <i>Papiro egipcio</i>
Entrada (g)	20,767	20,758	20,797	24,691
Acumulado (g)	0,782	0,724	0,464	0,722
(%)	(3,76)	(3,48)	(2,23)	(2,92)
Generado (g)	1,123	1,008	0,834	0,984
(%)	(5,41)	(4,85)	(4,01)	(3,99)
Retenido (g)	1,905	1,731	1,298	1,706
(%)	(9,17)	(8,34)	(6,24)	(6,91)
Salida (g)	6,992	6,471	6,079	2,883
(%)	(33,67)	(31,17)	(29,23)	(11,68)

El balance realizado indica un comportamiento al interior de las celdas similar para los cuatro sistemas, el porcentaje de MO retenida varía entre 6,24 – 9,17%.

Tomando en cuenta los porcentajes de salida de cada HC nos encontramos con un gran porcentaje de MO que no puede ser atribuida a alguna zona, sobre un 50%; esto lo podemos relacionar con la generación de gases de efecto invernadero (Ferrera, 2012; García *et al.*, 2007) sin embargo la cuantificación de estos compuestos no fueron realizados en este estudio, por lo que no es posible asegurar esta generación.

6. CONCLUSIONES

El comportamiento del sistema evaluado con un VCO de 0,013 y 0,023 kg/m³·d respectivamente, que corresponden a la puesta en marcha y adaptación de los sistemas, fue satisfactorio. Los sistemas operaron con valores de eliminación sobre 60% para MO, observándose las mayores eficiencias de eliminación en la DQO. En cuanto a los nutrientes (N y P) presentaron valores sobre el 50% observándose las mayores eficiencias en cuanto al N que es lo esperado para un humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Para el periodo de operación final (VCO: 0,053 kg/m³·d) se puede ver una diferencia en la eficiencia del HC1, en particular con respecto a los HC2, 3 y 4; esto nos indica que la evaluación de la factibilidad de estas especies en HCFSSH es satisfactoria para la especie *Jacinto de agua*, *Tulbagia* y en especial *Papiro egipcio*; siendo la especie *Lirio acuático* no recomendable al no poder adaptarse a las cargas de afluente, esto es evidente en el análisis visual de cada celda y también en los porcentajes de eliminación ya que es fundamental permitirnos la obtención de efluentes libres de concentraciones de contaminantes y aptos para su reutilización según normativa vigente.

Según la normativa chilena para descarga en aguas superficiales y continentales (DS 90/2000) ninguno de los efluentes cumple la normativa en cuanto a patógenos, específicamente CF, pero si cumplen la normativa para la DBO₅ y SST. El HC4- *Papiro egipcio* es aquel que pudiese servir para descargar su efluente a un cuerpo de agua lacustre, ya que es el único que cumple con los requerimientos para P en este caso, y los HC 1, 2 y 3 pueden generar efluentes aptos para descargas en aguas fluviales de todo tipo. Para ambos casos, previamente se debería instalar una etapa de desinfección.

En cuanto a la eliminación de patógenos, medidos como CT y CF se observa un resultado acorde con la bibliografía, logrando disminuciones que oscilan entre 1 y 2 UL/100 ml para estos indicadores. Para el último período también se puede ver

que el efluente contiene contaminación viral medida como colifagos indicando que el sistema no logra la eliminación adecuada de éstos.

Todo lo anteriormente indicado dan cuenta que los objetivos planteados indican que sin importar la variabilidad del influente, las concentraciones efluentes de los sistemas plantados con las especies *Jacinto de agua*, *Tulbagia* y *Papiro egipcio* se mantuvieron estables durante todo el tiempo de operación, demostrando que se trata de sistemas robustos para el tratamiento de AS de núcleos humanos baja densidad poblacional.

Finalmente, se aprueba la hipótesis de trabajo y se indica que el uso de HCFSSH plantados con especies ornamentales es una tecnología válida para la eliminación de MO, nutrientes y contaminantes patógenos de aguas residuales de origen rural.

7. BIBLIOGRAFIA

APHA.1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition. *American Public Health Association*. Washington D.C

Arias, C., Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 13: 17–24.

Bavor, J., Roser, J., Fisher, J., Smalls, C. (1989). Performance of solid-matrix wetland systems viewed as fixed film bioreactors. In: *Constructed Wetlands for wastewater Treatment; Municipal, Industrial and Agricultural*. D. A. Hammer (Ed). *Lewis Publishers*, Michigan, pp.646-656.

Barret, E.C., Sobsey, M.D., House, C.H. y White, K.D. (2000). Microbial indicator removal in on-site constructed wetlands for wastewater treatment in the Southeastern US. In: *7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Lake Buena Vista, Florida, Vol. 1, pp. 383-388.

Belmont, M., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sanchez, A., Metcalfe, C. (2004) Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering*, 23(4-5): 299–311.

BioScience (1976). Biology Briefs. *BioScience*, 26(3), 223–224.

Brezina, S.S., Baldini, M.D. (2008). Detection of somatic coliphages as indicators of faecal contamination in estuarine waters. *Revista Argentina Microbiología* 40(1):72–4.

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. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35 (5). 11–17.

Brix, H., Schierup, H., Arias, C. (2007). Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark – what did we learn?. *Water Science and Technology*, 56(3): 63–68.

Calheiros, C. S. C., Rangel, A. O. S. S., and Castro, P. M. L. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water research*, 41(8), 1790–8.

Campos–Pinilla C., M. Cárdenas, and A. Guerrero. (2008). Comportamiento de los indicadores de contaminación fecal en diferente tipo de aguas de la sabana Bogotá (Colombia). University Sturrgart. 13:103–108.

Caracterización socioeconómica nacional: CASEN, (2009) Encuesta de Caracterización Socioeconómica Nacional, Vivienda, Hogares por Zona según Región y Eliminación de excretas, Ministerio de Panificación, Gobierno de Chile.

URL: <http://www.mideplan.gob.cl/casen/Estadisticas/vivienda.html>

Cárcamo, A. (2007) Alcantarillado de bajo costo en el sector rural.

URL: http://www.aprchile.cl/pdfs/ALC_RURAL_ACB_p.pdf

Centro nacional del agua “CENAGUA” organización panamericana de la salud OPS/OMS. Sociedad quebequense de tratamiento de aguas residuales Canadá (sqae). (1999). Estudios técnicos de sustitución aplicables al saneamiento de aguas servidas de pequeñas comunidades. Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedales artificiales. Santafé de bogotá. 190 p.

Characklis W.G. and K.C. Marshall.(1990). Biofilms.Wiley-Interscience Publ., John Wiley & Sons, Inc., New York. Decamp O., Warren A. y Sánchez R. (1999). The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators. *Water Science and Technology*. 40(3), 91-98

Cooper, P. (2009). What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years. *Desalination*, 246(1-3): 11–26.

Decamp, O., Warren, A. and Sánchez, R. (1999). The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators. *Water Science and Technology* 40(3), 91-98.

Decreto Supremo 90/2000 Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.

URL: <http://www.siss.cl>

Ferrera, I., Uggetti, E., Garcia, J., Lind, S., Martikainen, P. (2012). Quantification of greenhouse gas emissions from sludge treatment wetlands, *Water Research*. 1755 – 1762.

Gagnon, V., Chazarenc, F., Comeau, Y and Brisson, J. (2006). Influence of macrophytes species on microbial density and activity in constructed wetlands. In Proceedings of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. MAOTDR 2006, Lisbon: 1025–1033.

García, J., Rousseau, D., Caselles-Osorio, A., Story, A., Pauw, N., Vanrolleghem, P. (2007). Impact of Prior Physico-Chemical Treatment on the Clogging Process of Subsurface Flow Constructed Wetlands: Model-Based Evaluation. *Water, Air, and Soil Pollution*, 185(1-4): 101– 109.

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.

García, J. (2003). Design factors of horizontal flow constructed wetlands. In :The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in constructed Wetlands, 1st International Seminar. Dias, V. y Vymazal, J. (eds.), Instituto Nacional da Água, Lisbon, Portugal, pp. 497-520

García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L. y Bayona, J. M. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*. 38(7), 1669-1678.

Gerba, C.P., Thurston, J.A., Falabi, J.A., Watt, P.M. y Karpiscak, M.M. (1999) Optimization of artificial wetland design for removal of indicator microorganisms and pathogenic protozoa. *Water Science and Technology*. 40(4-5), 363-368.

Gersberg, R. M., Elkins, B. V., Lyon, S.R. and Goldman, C. R.(1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research*, 20, 363–368

Gersberg R.M., Brenner R., Lyon S.F. y Elkins B.V. (1987). Survival of bacteria and viruses in municipal wastewaters applied to artificial wetlands. In: *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing, Inc., Orlando, FL., pp. 237-245.

Hagendorf, U., Diehl, K., Feuerpfel, I., Hummel, A. y Szewzyk, R. (2000). Retention of microbiological organisms in constructed wetlands. In: *7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Lake Buena Vista, Florida, Vol. 1, pp. 391-396.

Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J., Arvin, E. (2002) "Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes". 3rd Ed. Springer. Heidelberg, Germany. pp. 430.

Heers, M., (2006). Constructed wetlands under different geographic conditions: Evaluation of the suitability and criteria for the choice of plants including productive species. Master Thesis Department of Environmental Engineering, Faculty of Life Sciences Hamburg University of Applied Sciences, Germany, 166 pp.

Huang, Y., Latorre, A., Barceló, D., García, J., Aguirre, A., Mujeriego, R y Bayona, J.M. (2004). Factors affecting linear alkylbenzenesulfonates removal in subsurface constructed wetlands. *Environmental Science Technol.*, 38, 2657-2663.

Instituto nacional de estadística (INE) (2002) Síntesis de resultados censo 2002.

URL: <http://www.ine.cl/cd2002/sintesisencensal.pdf>

Kadlec, R.H. y Knight, R.L. (1996). Treatment Wetlands. CRC Press, Florida, 893 pp.

Kadlec, R., Wallace, S. (2009). Treatment Wetlands. Taylor & Francis Group, Boca Raton, USA, 1016 pp.

Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. y Haberl, R. (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing, 155 pp.

Khawiwada, N.R. y Polprasert, C. (1999). Assessment of effective specific surface area from free water surface constructed wetlands. *Water Science and Technology*. 40(3), 83-89

Kyambadde, J., Kansime, F., Gumaelius, L. y Dalhammar (2004). A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate *Water Research*. 38(2), 475-85.

Mandi, L., Ouazzani, N., Bouhoum, K., Boussaid, A. (1993). Wastewater treatment by stabilization ponds with and without macrophytes under arid climate *Water Science and Technology*. 28(10): 177-181.

Metcalf and Eddy (1995) Wastewater Engineering, Treatment, and Reuse. McGraw-Hill, New York, USA, 3th Edition.

Metcalf and Eddy. (2003). Wastewater Engineering: Treatment, and Reuse. McGraw-Hill, New York, USA, 1820 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.

Norma Chilena 1333/1978. Norma chilena sobre requisitos de calidad del agua para diferentes usos.

Norma Chilena 2313/22 Of 95 Aguas residuales, Métodos de análisis Parte 22. Determinación de coliformes fecales en medio EC.

Okoh, A., Sibanda, I. & Gusha, S. (2010). Inadequately Treated Wastewater as a Source of Human Enteric Viruses in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(6):2620–2637.

Ottová, V., Balcarová, J. y Vymazal, J. (1997). Microbial Characteristics of Constructed Wetlands. *Water Science and Technology*, 35 (5), 117-123.).

Paredes, D. y Kusch, P. (2001). Tipo de humedales y mecanismos de remoción. Seminario humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. Armenia, Manizales, Pereira, Septiembre 3-8 del 2001. p: 10-12.

Paul, E. A. and Clark F. E., (1996). *Soil Microbiology and Bio-chemistry*, 2nd ed. Academic Press, San Diego, CA.

Píriz, A.J. (2000). Condiciones de Óxido-Reducción en Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial. ETSECCPB dissertation, Technical University of Catalonia, 104 pp.

Plaza de los Reyes, C., Vera, I., Salvato, M., Borin, M. y Vidal, G. (2011) Consideraciones para la eliminación de nitrógeno en humedales artificiales, *Tecnología del Agua*, 330, 40-49.

Reinoso, R., Becares, E. and Smith, H. (2008). Effect of various environmental factors on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *J. Applied Microbiology and Biotechnology*. 104(4):980-986.

Rivera, F., Warren, A., Ramírez, E., Decamp, O., Bonilla, P., Gallegos, E., Calderón, A. y Sánchez, J.T. (1995) Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Science and Technology*, 32(3), 211-218.

Smith, I., Lemon, E. y Rozema, L. (1997). A thermal analysis of a subsurface, vertical flow constructed wetland, *Water science and technology* (35) 55-62.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Part 9221 B. Standard Total Coliform Technique. Part 9224 E Detection of Coliphages.

Romero, J. (2004). Tratamiento de Aguas Residuales (Tercera Edición). Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Bogotá, Colombia, 1248 pp.

Skraber S., Grassilloud, B. and Gantzer, C. (2004). Comparison of coliforms and coliphages as tools for assessment of viral contamination in river water. *Applied and Environmental Microbiology*. 70:3644–3649

Stein, O., Hook, P. (2010). Temperature, Plants, and Oxygen: How Does Season Affect Constructed Wetland Performance? *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. (40),1109-1121

Stottmeister, U., Wiessner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Bederski, O., Mu, R., Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22: 93–117

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) (2013). Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas en Operación en Chile. Disponible en: <http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3544.html>. Consultado: noviembre de 2013.

Tanner, C.C., Clayton, J.S. y Upsdell, M.P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands. Removal of oxygen demand, suspended solids and fecal coliforms. *Water Research* 29, 17-26.

Tanner, C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 44, 11–12.

Theophile, F., Martin, L., Tankoua Fabrice, M y Akoa, A. (2011). Potential of *Cyperus Papyrus* in Yard-Scale Horizontal Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cameroon, *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, Volume 1, Issue 2: 160-168. BalockSako.

Tsuzuki, Y., Koottatep, T., Jiawkok, S., Saengpeng, S. (2010). Municipal wastewater characteristics in Thailand and effects of soft intervention measures in households on pollutant discharge reduction. *Water Science and Technology*. 62 (2), 231-244.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2000). Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Cincinnati, Ohio, USA, 166 pp.

Vera, I., Sáez, K., and Vidal, G. (2013). Performance of 14 full-scale sewage treatment plants: Comparison between four aerobic technologies regarding effluent quality, sludge production and energy consumption. *Environmental Technology*, 34(15), 2267–2275.

Von Sperling, M. (2007). Biological Wastewater Treatment. Volume 1: Wastewater characteristics, treatment and disposal. IWA Publishing, London, England, 292 pp.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Green, M., Haberl, R. (1998). Removal mechanisms and types of constructed wetlands, *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*, pp 17 – 66.

Vymazal, J. (2005) Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment, *Ecological Engineering*, 25, 478-490.

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

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

Vymazal, J. (2011) Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review, *Hydrobiology*, 674, 133 – 156.

Wallace, S., 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: Alexandria, Virginia*, 350 pp.

Weedon, C. (2003). Compact vertical flow constructed wetland systems – first two years performance. *Water Science and Technology*, 48 (5): 15–23.

Williams, J., Bahgat, M., May, E., Ford, M. y Butler, J. (1995). Mineralization and pathogen removal in gravel bed hydroponic constructed wetlands for wastewater treatment. *Water Science and Technology*. 32(3), 49-58.

Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M. (2006). Performance of Laboratory-Scale Wetlands Planted with tropical Ornamental Plants to Treat Domestic Wastewater. *Water Quality Research Journal of Canada*, 4, 410–417.

Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35(5): 861–869.