



Universidad de Concepción  
Facultad de Ciencias Ambientales  
Ingeniería Ambiental



Evaluación de humedales construidos en régimen de policultivo y monocultivo de plantas ornamentales para la depuración de aguas servidas

Habilitación presentada para optar al título de  
**Ingeniero Ambiental**

Alumna: Romina Francisca Núñez Delgado

Profesora guía: Dra. Gladys Vidal Sáez

Co-guía: Dra. Daniela López

**CONCEPCIÓN (Chile), 2017**



Universidad de Concepción  
Facultad de Ciencias Ambientales  
Ingeniería Ambiental



Evaluación de humedales construidos en régimen de policultivo y monocultivo de plantas ornamentales para la depuración de aguas servidas

Habilitación presentada para optar al título de  
**Ingeniero Ambiental**

Alumna: Romina Francisca Núñez Delgado

Profesora guía: Dra. Gladys Vidal Sáez

Co-guía: Dra. Daniela López

**CONCEPCIÓN (Chile), 2017**

## NOMENCLATURA

<b>DBO<sub>5</sub></b>	Demanda Biológica de Oxígeno	(mg/L)
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxígeno	(mg/L)
<b>DQOs</b>	Demanda Química de Oxígeno de la materia orgánica particulada	(mg/L)
<b>DQOd</b>	Demanda Química de Oxígeno de la materia orgánica disuelta	(mg/L)
<b>DQOc</b>	Demanda Química de Oxígeno de la materia orgánica coloidal	(mg/L)
<b>CF</b>	Coliformes Fecales	(NMP/100ml)
<b>CT</b>	Coliformes Totales	(NMP/100ml)
<b>ET</b>	Evapotranspiración	(mm/d)
<b>HC</b>	Humedal Construido	
<b>HFHSS</b>	Humedal de Flujo Horizontal Subsuperficial	
<b>HFS</b>	Humedal de Flujo Superficial	
<b>HFVSS</b>	Humedal de Flujo Vertical Subsuperficial	
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Nitrógeno amoniacal	(mg/L)
<b>NT</b>	Nitrógeno Total	(mg/L)
<b>NTK</b>	Nitrógeno Total Kjeldahl	(mg/L)
<b>OD</b>	Oxígeno Disuelto	(mg/L)
<b>POR</b>	Potencial Oxido Reducción	(mV)
<b>PP</b>	Precipitaciones	(mm/d)
<b>PT</b>	Fósforo Total	(mg/L)
<b>SST</b>	Sólidos Suspendidos Totales	(mg/L)
<b>SSV</b>	Sólidos Suspendidos Volátiles	(mg/L)
<b>TRH</b>	Tiempo de Retención Hidráulico	(d)

## INDICE

RESUMEN .....	ix
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
1.1 Aguas residuales .....	1
1.2 Impactos ambientales de las descargas de aguas servidas .....	2
1.3 Tratamiento de aguas servidas.....	3
1.3.1 Tratamientos convencionales.....	4
1.3.2 Tratamientos no convencionales .....	5
1.4 Humedales Construidos.....	6
1.4.1 Clasificación y tipos de humedales construidos .....	7
1.4.2 Principales componentes de los humedales construidos .....	12
1.5 Plantas utilizadas en humedales construidos.....	13
1.5.1 Policultivos y monocultivos en HC .....	14
1.5.2 Plantas ornamentales .....	15
1.5.2.1 <i>Zantedeschia aethiopica</i> L (K) Spreng (cala blanca): .....	16
1.5.2.2 <i>Cyperus papyrus</i> L (papiro): .....	17
1.6 Mecanismo de eliminación de contaminantes en Humedales de flujo horizontal subsuperficial.....	18
1.7 Emisiones de metano en humedales de flujo subsuperficial horizontal .....	23
1.8 Balance en humedales construidos .....	24
<b>2. HIPÓTESIS.....</b>	<b>27</b>
<b>3. OBJETIVOS .....</b>	<b>27</b>
<b>4. METODOLOGÍA.....</b>	<b>28</b>
4.1 Área de estudio .....	28
4.1.2 Obtención del influente .....	28
4.1.3 Humedal construido de flujo horizontal subsuperficial .....	29
4.2 Parámetros de operación .....	30
4.3 Estrategia de monitoreo .....	30

<b>4.3.1 Parámetros de campo</b> .....	30
<b>4.4 Métodos Analíticos</b> .....	33
<b>4.4.1 Parámetros microbiológicos</b> .....	34
<b>4.5 Determinación de la producción de metano</b> .....	34
<b>4.6 Balance Hídrico</b> .....	36
<b>4.7 Balance de materia</b> .....	37
<b>4.8 Análisis Estadístico</b> .....	38
<b>5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	40
<b>5.1 Caracterización influente HC.</b> .....	40
<b>5.2 Parámetros <i>in – situ</i></b> .....	43
<b>5.3 Eficiencias de eliminación de contaminantes en los HFHSS</b> .....	51
<b>5.3.1 Materia orgánica y sólidos</b> .....	51
<b>5.3.2 Nutrientes</b> .....	57
<b>5.3.3 Patógenos</b> .....	63
<b>5.4 Perfil de degradación de los contaminantes en HFHSS</b> .....	65
<b>5.5 Evaluación emisiones de metano en HFHSS</b> .....	72
<b>5.6 Balance de masas en el HFHSS</b> .....	76
<b>5.7 Evolución biomasa foliar en el HFHSS</b> .....	81
<b>6. CONCLUSIONES</b> .....	90
<b>REFERENCIAS</b> .....	92

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales.....	7
Figura 2. Humedal construido de flujo superficial.....	8
Figura 3. Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal.....	9
Figura 4. Humedal construido de flujo subsuperficial vertical.....	10
Figura 5. <i>Zantedeschia aethiopica</i> .....	16
Figura 6. <i>Cyperus papyrus</i> .....	18
Figura 7. Esquema de las transformaciones involucradas en la degradación anaerobia de materia orgánica.....	20
Figura 8. Esquema general del balance de masa en un humedal construido. ....	24
Figura 9. Diagrama de la Planta piloto de humedales construidos de Hualqui. ....	28
Figura 10. Esquema del perfil del HFHSS con las zonas de muestreo .....	31
Figura 11. Diagrama esquemático de la actividad metanogénica específica. ....	36
Figura 12. Valores de temperatura por zona en cada HFHSS.. .....	45
Figura 13. Valores de pH por zona en cada HFHSS.....	46
Figura 14. Valores de potencial óxido reducción por zona en cada HFHSS.. .....	47
Figura 15. Valores de conductividad por zona en cada HFHSS.....	48
Figura 16. Valores de oxígeno disuelto en zona B de cada HFHSS.. .....	49
Figura 17. Eficiencias de eliminación y concentraciones de DBO <sub>5</sub> en los efluente. ....	52
Figura 18. Eficiencias de eliminación y concentraciones de DQO en los efluentes. ....	53
Figura 19. Eficiencias de eliminación y concentraciones de SST en los efluentes. ....	55
Figura 20. Eficiencias de eliminación y concentraciones de SSV en los efluentes.. ..	56
Figura 21. Eficiencias de eliminación y concentraciones de NT en los efluentes..	58
Figura 22. Eficiencias de eliminación y concentraciones de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> en los efluentes.....	59
Figura 23. Eficiencias de eliminación y concentraciones de PT en los efluentes..	61
Figura 24. Eficiencias de eliminación y concentraciones de PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/L) en los efluentes.....	62
Figura 25. Eficiencias de eliminación de CT en los efluentes.....	64
Figura 26. Eficiencias de eliminación de CF en los efluentes.....	65
Figura 27. Concentración de materia orgánica en forma particulada (DQOs) (mg/L) por zona a lo largo del HFHSS.....	66

Figura 28. Concentración de materia orgánica en forma disuelta (DQOd) (mg/L) por zona a lo largo del HFHSS.....	67
Figura 29. Concentración de materia orgánica en forma coloidal (DQOc) (mg/L) por zona a lo largo del HFHSS.....	68
Figura 30. Perfil de degradación de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L) a lo largo de los HFHSS..	69
Figura 31. Perfil de degradación de SST (mg/L) a lo largo de los HFHSS.....	70
Figura 32. Perfil de degradación de SSV (mg/L) a lo largo de los HFHSS.....	71
Figura 33. Producción de metano de la biomasa extraída de los HFHSS.....	72
Figura 34. Abundancia de especies ornamentales en HFHSS.....	82
Figura 35. Porcentaje de cobertura de especies ornamentales en el HFHSS .....	83
Figura 36. Producción de biomasa en celdas ornamentales del HFHSS.....	84
Figura 37. Contenido de nitrógeno y fósforo en especies ornamentales.....	87
Figura 38. Altura promedio de tallo en celda HFHSS-Cyp/Zant. ....	88
Figura 39. Altura promedio de tallo en celda HFHSS-Cyp .....	89

## INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones típicas en aguas residuales urbanas y rurales.....	2
Tabla 2. Características de operación, diseño y depurativas de los humedales construidos.....	11
Tabla 3. Principales funciones de las plantas en los humedales construidos. ....	13
Tabla 4. Características macrófitas utilizadas en humedales construidos. ....	14
Tabla 5. Parámetros hidráulicos de operación. ....	30
Tabla 6. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del influente.....	40
Tabla 7. Parámetros in – situ por zona.....	44
Tabla 8. Concentraciones en los efluentes de las celdas del HC.....	50
Tabla 9. Producción de metano y actividad metanogénica específica. ....	75
Tabla 10. Balance Hídrico por temporada en el HFHSS. ....	77
Tabla 11. Tiempo de retención hidráulico por temporada en ambas celdas de los HFHSS. ....	77
Tabla 12. Balance de materia para celda plantada en régimen de policultivo.....	79
Tabla 13. Balance de materia para celda plantada en régimen de monocultivo. ..	80

## RESUMEN

Los humedales construidos (HC) son una alternativa tecnológica para el tratamiento de aguas servidas. Se ha demostrado que son efectivos en la eliminación de materia orgánica (75-95% DBO<sub>5</sub>), sólidos suspendidos ( $\geq 90\%$ ), nutrientes (30-60% NT; 40% PT) y patógenos ( $>70\%$ ). La mayoría de estos sistemas se diseñan en monocultivo con especies macrófitas típicas de ambientes húmedos, sin embargo, la operación de HC con especies ornamentales es cada vez más llamativa, ya que además de tratar las aguas servidas permite generar beneficios económicos a la comunidad a través de la producción de flores.

El objetivo de este estudio es evaluar la eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes, parámetros microbiológicos y las emisiones de metano utilizando humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (HFHSS) a escala piloto plantados con especies ornamentales en régimen de policultivo y monocultivo.

Se utilizaron dos sistemas a escala piloto de HFHSS con un área superficial de 4,5 m<sup>2</sup> y con grava como medio de soporte. Un sistema fue plantado en configuración de policultivo con las especies ornamentales *Zantedeschia aethiopica* (L) Spreng. y *Cyperus papyrus* L., mientras que el otro sistema fue plantado con la especie *Cyperus papyrus* L., en configuración de monocultivo. Su monitoreo consistió en la determinación de eficiencias de eliminación de contaminantes; determinación del perfil de degradación de los contaminantes; realización de un balance de masa y la comparación de la evolución de biomasa foliar. Además, se evaluó la producción de metano a través de un ensayo de actividad metanogénica máxima (AME<sub>m</sub>) de la biomasa adherida a la grava.

Los resultados muestran que el HFHSS en régimen de policultivo alcanzó mayores eficiencias de eliminación, logrando eficiencias de 69%, 64%, 34%, 33% para DBO<sub>5</sub>, DQO, NT, PT, respectivamente. A su vez el HFHSS en régimen de

monocultivo presentó eficiencias de 64%, 57%, 29%, 22% para DBO<sub>5</sub>, DQO, NT, PT, respectivamente.

Respecto a las emisiones de metano, se estimaron un 58% mayores emisiones de metano para el HFHSS en régimen de policultivo respecto al HFHSS en régimen de monocultivo. Al finalizar el estudio, la biomasa (4120 gPS/m<sup>2</sup>) y cobertura (28%) del HFHSS en régimen de policultivo fue mayor que el de monocultivo (1437 gPS/m<sup>2</sup> y 13%, respectivamente). El balance de masas indicó que para el HFHSS en régimen de policultivo un 6% NT fue asimilado por las plantas, mientras que el HFHSS en régimen de monocultivo sólo alcanzó un 3% NT.

Finalmente, ambas configuraciones de HFHSS presentan eficiencia de eliminación promedio para sólidos (95%) y parámetros microbiológicos (30%).

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1 Aguas residuales

El agua es un recurso vital para las actividades humanas, para el crecimiento económico y el desarrollo de la productividad, es por esto que en la actualidad es uno de los recursos naturales sobre los que más presión se está ejerciendo (MOP, 2013).

El concepto de agua residual hace referencia a todo tipo de residuo líquido combinado con agua, que es desechado por una actividad o proceso, y que no posee valor económico para dicha actividad o proceso. En ese sentido cuando nos referimos a aguas servidas o aguas residuales urbanas corresponde a la mezcla de aguas residuales domésticas, aguas residuales industriales y aguas pluviales que son transportadas en un sistema de alcantarillado combinado o separado (Romero, 2004).

La composición de las aguas servidas varía en función de la fuente de contaminación y el origen demográfico. Atendiendo al origen demográfico, dicha clasificación se basa en la cantidad de residuos líquidos producidos y la población asociada (Vidal y Araya, 2014). En este caso se dividen en:

- a) Aguas servidas urbanas: Son los residuos líquidos originados en poblaciones que producen más de 3800 m<sup>3</sup>/d o aquellas producidas por poblaciones superiores a 2000 Habitantes equivalentes (Hab-Eq).
  
- b) Aguas servidas rurales: Corresponden a los residuos líquidos originados en poblaciones que producen menos de 3800 m<sup>3</sup> /d o aquellas producidas por poblaciones inferiores a 2000 Habitantes equivalentes (Hab-Eq).

Las aguas servidas pueden ser caracterizadas según sus constituyentes químicos, físicos y biológicos (Ramalho, 1996). En la Tabla 1, se muestran los parámetros típicos encontrados en las aguas servidas en zonas urbanas y rurales.

**Tabla 1.** Concentraciones típicas en aguas residuales urbanas y rurales.

Parámetro	Unidad	Urbano	Rural
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	250 - 1600	200 – 1600
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	110 - 800	200 – 500
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	120 - 450	100 – 500
Nitrógeno Total (NT)	mg/L	20 - 85	35 – 100
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/L	12 - 50	6 – 60
Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)	mg/L	20 - 80	-
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	< 1	< 1
Fósforo Total (PT)	mg/L	2 - 23	6 – 30
Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	mg/L	3 - 14	6 – 25
Coliformes Fecales (CF)	NMP/100 ml	1x10 <sup>3</sup> - 2x10 <sup>8</sup>	1 x10 <sup>6</sup> – 1x 10 <sup>10</sup>

Fuente: Vera, 2012.

## 1.2 Impactos ambientales de las descargas de aguas servidas

La creciente dependencia por la demanda de agua y disposición de aguas servidas por parte de la población mundial ha generado una fuerte presión frente a los recursos hídricos. En ese sentido, en Chile se ha estimado una producción de aguas servidas urbanas que varía en el rango de 84 – 120 L/ (hab·d) (SISS, 2012), y para las aguas servidas de tipo rural se estimó una producción de 160 L/ (hab·d) (Vera, 2012).

Las descargas de aguas servidas sin tratar generan múltiples efectos negativos en los cuerpos de agua receptores (Habit *et al.*, 2005) y en la salud humana. Estos impactos se pueden clasificar en:

- a) Deterioro de la calidad del agua: esto es debido al aporte de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>), nutrientes (nitrógeno y fósforo), sólidos y bacterias coliformes al cuerpo receptor, lo que puede conllevar a la eutrofización del sistema acuático (Habit *et al.*, 2005).

- b) Alteraciones en el hábitat acuático: generado por el incremento de la turbidez, tasas de sedimentación y biomasa algal lo que provoca cambios en las cadenas tróficas del cuerpo receptor. Por su parte, los sólidos al aumentar la turbidez del agua, impiden la penetración de la luz solar e interfieren con el crecimiento de productores primarios (Ramalho, 1996), y al sedimentar provocan demanda de oxígeno disuelto de la columna de agua, lo que favorece la presencia de dípteros y oligoquetos (Barceló, 2008). Cabe mencionar que bajos niveles de OD (5 mg/L) afectan a la supervivencia en peces, provocando retrasos en el crecimiento, disminución de la capacidad natatoria, alteración en la alimentación y migración (Habit *et al.*, 2005).
- c) Propiedades infecciosas: asociado a la presencia de microorganismos patógenos. Los coliformes fecales se han utilizado como indicador para detectar la presencia de heces en las aguas servidas (Romero, 2004). Las principales enfermedades derivadas de la contaminación microbiológica se resumen en cólera, fiebre tifoidea, disentería, diarreas agudas y gastroenteritis (OMS, 2008).

### **1.3 Tratamiento de aguas servidas**

El tratamiento de las aguas servidas permite la reducción de contaminantes hasta concentraciones que no generen alteraciones del medio ambiente. La eliminación de sustancias contaminantes en plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) es realizada por etapas, con objetivos específicos de eliminación. Estas etapas se agrupan en a) tratamiento primario, b) tratamiento secundario y c) tratamiento terciario (Barañao, 2004).

El objetivo del tratamiento primario o fisicoquímico es la eliminación de sólidos sedimentables y flotantes, junto con la materia orgánica suspendida. Las

tecnologías utilizadas están basada en principios físicos de sedimentación y flotación (Metcalf y Eddy, 2003).

En el tratamiento secundario, el objetivo de eliminación es la materia orgánica biodegradable, coloidal y disuelta (Baraño, 2004). Para tal fin se utilizan microorganismos que transforman la materia orgánica en gases y biomasa (Vera, 2012). Por último, el tratamiento terciario es utilizado para la eliminación de compuestos específicos (Romero, 2004), en plantas de tratamiento la aplicación más utilizada en esta etapa se relaciona con la desinfección y el control de nutrientes (Vera, 2012).

De acuerdo a lo descrito anteriormente, el tratamiento secundario juega un rol preponderante en lo que respecta al tratamiento de las aguas residuales. Es en ese sentido que dependiendo del origen demográfico o tecnología a utilizar el tratamiento secundario se puede clasificar en tratamientos convencionales y tratamientos no convencionales (Centa, 2007).

### **1.3.1 Tratamientos convencionales**

Los sistemas de tratamiento convencionales son empleados en asentamientos urbanos de países desarrollados. El tipo de tecnología utilizada se caracteriza por ser mecanizada, con altos consumos de energía, bajo valor estético, además requieren de personal especializado para su operación y mantenimiento (Metcalf y Eddy, 2003). Dentro de los tratamientos convencionales, encontramos las siguientes tecnologías:

- a. Lodos activados: la tecnología de lodos activados es la más común en Chile, siendo utilizada en el 61% de las plantas de tratamiento (Vera *et al.*, 2016). Este tipo de tecnología corresponde a un proceso de tratamiento aeróbico de cultivo suspendido, donde la materia orgánica contenida en el agua servida, es eliminada por bacterias heterótrofas aeróbicas. En este proceso, el crecimiento de los microorganismos convierte la materia orgánica en un nuevo material celular, formando flóculos que son

susceptibles a precipitar en el fondo del tanque, dejando un efluente relativamente clarificado y prácticamente libre de materia orgánica y sólidos (Metcalf y Eddy, 2003).

- b. Lagunas: este tipo de tratamiento es tecnológicamente más simple. Consiste en estanques artificiales excavados en el terreno e impermeabilizados, que almacenan las aguas servidas durante un tiempo variable en función de la carga aplicada y las condiciones climáticas. Su función principal es degradar la materia orgánica mediante la actividad de microorganismos presentes en el medio acuático. Las lagunas son utilizadas en el 23% de las PTAS, de estas el 75% corresponde a lagunas aireadas y el 25% restante corresponde a lagunas de estabilización (SISS, 2014). La diferencia entre ambas lagunas, radica en que las lagunas aireadas mecánicamente son dotadas de equipos de aireación cuya finalidad es introducir oxígeno a la masa líquida. Para las condiciones de operación, las aguas servidas previamente tratadas son descargadas directamente en la laguna, en la mayoría de los casos, la aireación no se aplica de manera uniforme en todo el sistema, sino que se divide en sectores (Vera, 2012).
- c. Emisarios submarinos: los emisarios submarinos utilizan las descargas de aguas servidas a los cuerpos marítimos a través de tuberías que están situadas o instaladas en el fondo marino, de esta manera aprovechan las condiciones de dispersión y purificación natural del océano para tratar las aguas servidas (Barañaño, 2004).

### **1.3.2 Tratamientos no convencionales**

Se denominan tecnologías no convencionales a aquellas que permiten la depuración de aguas servidas con un bajo impacto ambiental en el proceso. El tipo

de tecnología utilizada se caracteriza por su simplicidad de construcción y operación (Vera, 2012).

Los procesos en los que se basan las tecnologías convencionales y las tecnologías no convencionales son similares, su diferencia radica en que tratamientos no convencionales operan a velocidades “naturales” (sin aporte energético), desarrollándose los procesos en un único reactor – sistema (Centa, 2007).

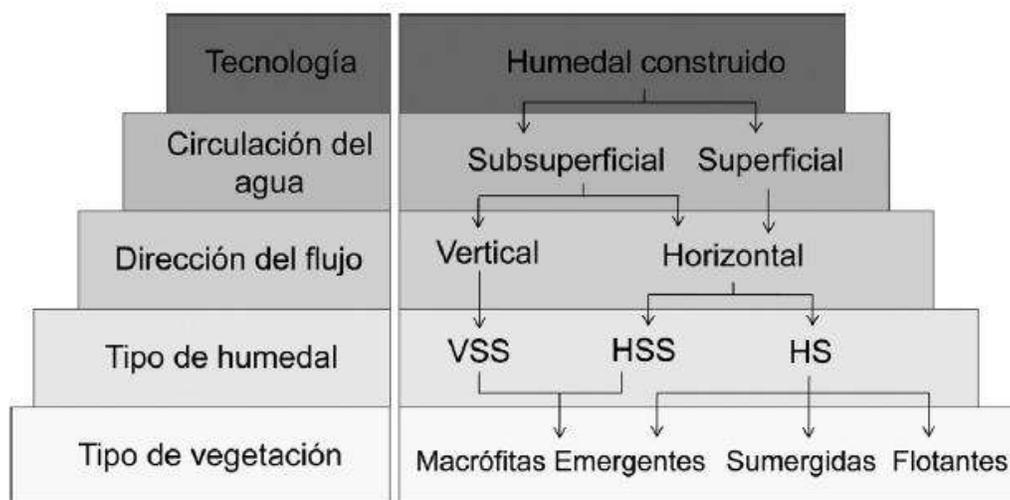
El uso de dichos tratamientos ha experimentado una tendencia creciente debido a sus ventajas con respecto a los sistemas tradicionales. Específicamente para el caso de sectores rurales, donde las tecnologías convencionales no pueden ser aplicadas debido a falta de financiamiento y personal capacitado (García, 2004), es que las tecnologías no convencionales poseen ciertas singularidades que las hacen adaptables a las características de poblaciones medianas y pequeñas, ya que presentan gran versatilidad y adaptabilidad, integración con el entorno natural, bajo costo de implementación, gastos casi nulos de energía eléctrica y no se requiere de personal capacitado para su operación (Centa, 2007).

#### **1.4 Humedales Construidos**

Los humedales construidos son un tipo de tecnología no convencional de tratamiento de aguas servidas. Están constituidos por lagunas o canales poco profundos (menores a 1 metro), plantados con especies vegetales propias de zonas húmedas (Kadlec y Wallace, 2009). Se diseñan y construyen para embalsar el agua bajo diferentes condiciones operativas controladas, de esta manera aprovechar la interacción de los procesos que involucran la vegetación, suelos y consorcios microbianos para depurar el agua, reduciendo y/o transformando grandes cantidades de materia orgánica, sólidos, nitrógeno, fósforo y en algunos casos químicos tóxicos (Cano, 2003).

### 1.4.1 Clasificación y tipos de humedales construidos

De acuerdo a diversos criterios de diseño, estos sistemas se pueden clasificar según su hidrología, dirección del flujo y tipo de vegetación. La Figura 1 esquematiza la clasificación de humedales construidos en base a los criterios señalados anteriormente (Kadlec y Knight, 1996).

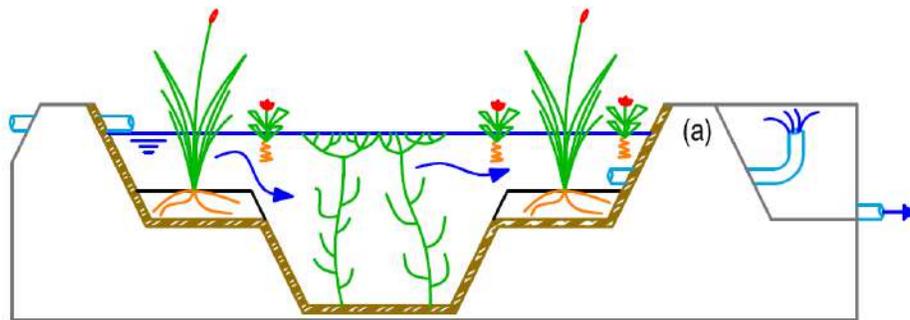


**Figura 1.** Clasificación de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. Donde HS: Humedal superficial, HSS: Humedal de flujo subsuperficial horizontal, VSS: Humedal de flujo subsuperficial vertical (Morales *et al.*, 2013).

Considerando a Kadlec y Knight (1996), los humedales construidos pueden clasificarse según su régimen hídrico en Humedal de flujo Superficial (HFS) y Humedal de flujo Subsuperficial (HFSS). Este último se divide en humedales de flujo subsuperficial horizontal (HFHSS) y de flujo subsuperficial vertical (HFVSS).

**Humedales de flujo superficial (HFS):** en estos sistemas el agua se encuentra expuesto directamente a la atmosfera y circula a través de tallos y hojas de las plantas, favoreciendo condiciones aerobias. La Tabla 2 indica las características de diseño, operación y depurativas de un HFS. Se recomienda una profundidad

entre 0,06 - 1,2 m de la lámina de agua, cargas hidráulicas entre 12-50 mm/d y un TRH entre 5 -15 d (Vymazal y Kropfelová, 2008). Los HFS se suelen aplicar como tratamientos secundarios o terciarios debido a la capacidad de desinfección por radiación solar (Kadlec y Wallace, 2008). En la Figura 2 se muestra un esquema del HFS.



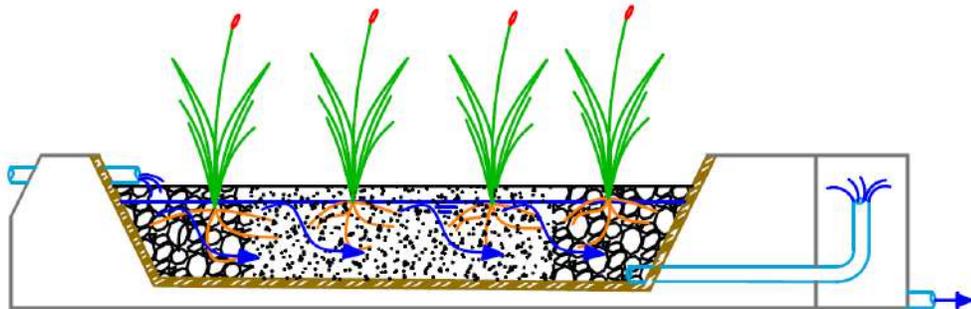
**Figura 2.** Humedal construido de flujo superficial (Vera, 2012).

**Humedales de flujo subsuperficial (HFSS):** en estos tipos de humedales la circulación del agua es de tipo subterránea, a través de un medio granular que se encuentra en contacto con las raíces y rizomas de las plantas. La profundidad de la lámina de agua oscila entre los 0,3 y 0,9 m. La biopelícula que crece sujeta al medio granular, y por ende a las raíces y rizomas de las plantas, es esencial para la depuración de las aguas servidas (García y Corzo, 2008). Este tipo de humedales necesita menor superficie ( $1 - 5 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ ) que los HFS (Vymazal, 2011a; Bécares, 2004), siendo utilizados para tratamientos secundarios de aguas servidas domésticas de núcleos menores a 2000 habitantes (García *et al.*, 2004).

Basados en la dirección de flujo del influente, los HFSS se clasifican en:

- a. Humedales subsuperficiales de flujo horizontal (HFHSS): el agua residual fluye lentamente desde la tubería del influente pasando a través de un medio poroso de forma horizontal, interactuando con la biopelícula, raíces y rizomas de las plantas hasta llegar al punto de salida. Las profundidades de estos humedales no suelen exceder los 0.60 m y son construidos con una

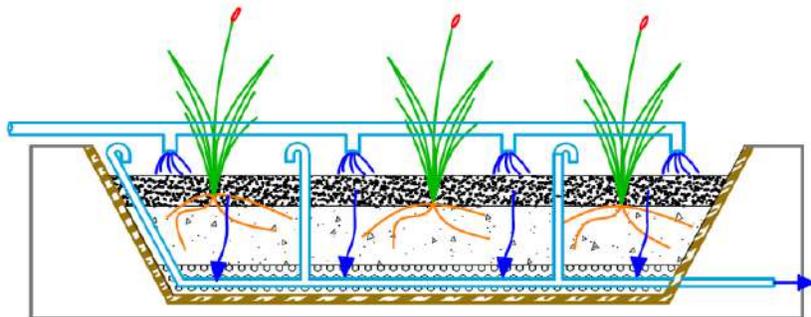
leve pendiente (entre 0,5 y 1%), en el fondo para garantizar las óptimas condiciones hidráulicas de flujo laminar en el proceso (Arias *et al.*, 2004; Kadlec y Wallace, 2009). La Tabla 2 indica las características de diseño, operación y depurativas de un HFHSS. En el diseño se requiere entre 5 - 10 m<sup>2</sup>/PE (población equivalente), operan con cargas hidráulicas de 23-50 mm /d y TRH de 2-10 d (Vymazal y Kröpfelová, 2008). En la Figura 3 se muestra un esquema del HFHSS.



**Figura 3.** Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (Vera, 2012).

- b. Humedales subsuperficiales de flujo vertical (HFVSS): el influente ingresa a este tipo de humedales por la parte superior en forma de riego, de forma vertical percola para pasar posteriormente a través del medio granular y ser recolectada finalmente en el fondo mediante tuberías perforadas. El medio granular no siempre se encuentra inundado, debido a que la circulación vertical del agua es por pulsos. Los HFVSS han sido utilizados para producir efluentes nitrificados, de hecho son combinados con sistemas de flujo horizontal para eliminar el nitrógeno mediante procesos de nitrificación y desnitrificación (Plaza de los Reyes *et al.*, 2011; García y Corzo, 2008). La Tabla 2 indica las características de diseño, operación y depurativas de un HFVSS. Estos sistemas se diseñan con una profundidad de 0,5 a 1,4 m (Arias *et al.*, 2004) y operan con cargas de alrededor de 10-60 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d,

y TRH entre 1-2 d (García y Corzo, 2008; Vymazal, 2008). En la Figura 4 se muestra un esquema del HFVSS.



**Figura 4.** Humedal construido de flujo subsuperficial vertical (Vera, 2012).

Otra clasificación basada en el material vegetal empleado los categoriza en:

- a) Sistemas de macrófitas flotantes: se utilizan especies de plantas que no presentan enraizamiento en el fondo, tales como algas, lenteja de agua (*Lemna spp.*), jacinto de agua (*Eichornia crassipes*).
- b) Sistema de macrófitas sumergidas: especies de plantas que poseen su sistema foliar sumergido en la columna de agua (*Soetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*, *Egeria densa*, y *Elodea canadensis*).
- c) Sistema de macrófitas emergentes: compuesto por especies de plantas enraizadas en el fondo con sus hojas y tallos sobre la superficie del agua, siendo comúnmente empleadas, *Phragmites spp.*, *Typha spp.*, *Schoenoplectus spp.* y *Carex spp.* (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

**Tabla 2.** Características de operación, diseño y depurativas de los humedales construidos.

Tipo de humedal	Características Diseño			Características Operación		Características Depurativas							
	Profundidad (m)	Áreas unitarias (m <sup>2</sup> /P.E.)	Relación tamaño	Tiempo de retención hidráulico (TRH) (d)	Carga hidráulica aplicada (mm/d)	Materia orgánica		Nitrógeno		Fósforo		Patógenos	
						Cargas aplicadas (gDBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> -d)	Eficiencia de eliminación (%)	Cargas aplicadas (gNT/(m <sup>2</sup> -d)	Eficiencia de eliminación (%)	Cargas aplicadas (gPT/(m <sup>2</sup> -d)	Eficiencia de eliminación (%)	Individuos (n°/100 mL) <sup>a</sup>	Eficiencia de eliminación (%)
Flujo superficial	0,06 – 1,2	5,0 – 20	2:1-4:1	5 – 15	12 – 50	1–11	54–88	0,02–4,2	20–52	0,1	3–66	1800-556000	79–99
Flujo subsuperficial horizontal	0,3 – 1,0	1,2 – 12 <sup>(a)</sup>	0,25:1-4:1	2 – 10	23 –50	3–15	65–95	1–10	20–75	0,04- 0,6	15–78	5x10 <sup>7</sup> -6,5 x 10 <sup>7</sup>	98-99
Flujo subsuperficial vertical	0,5 – 1,4	0,85 – 5,5	3:1-14:1	1 – 2	27 – 110	10–60	30–95	2,8–30	35–55	0,06	23-60	1,0X10 <sup>6</sup> -1,7X10 <sup>6</sup>	99–99

Referencias: EPA, 2000; García *et al.*, 2004; Vymazal, 2005; Vohla *et al.*, 2005; Cooper *et al.*, 2005; Wallace y Knight, 2006; Crites *et al.*, 2006; Akratos y Tshirintzis, 2007; Garcia y Corzo, 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Kadlec y Wallace, 2009; Plaza de los Reyes *et al.*, 2011; Vera *et al.*, 2010; Vera, 2013; Vera *et al.*, 2014; Zhu *et al.*, 2014; Pelissari *et al.*, 2014; Rai *et al.*, 2015. <sup>a</sup>Coliformes fecales.

### **1.4.2 Principales componentes de los humedales construidos**

Los HC están constituidos básicamente por agua, medio granular, vegetación y microorganismos. El factor de diseño más importante en un HC está relacionado con la hidrología, ya que está ligado directamente con el éxito del sistema. La circulación del agua puede ser afectada por la densidad de vegetación, ya que puede obstruir los flujos, obstaculizando 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 (Burgos, 2015).

En el medio granular ocurren gran cantidad de transformaciones químicas y biológicas. Se generan procesos de retención y sedimentación de la materia en suspensión, degradación de la materia orgánica, la transformación y asimilación de los nutrientes, y la inactivación de los microorganismos patógenos. Una característica muy importante del medio granular es la conductividad hidráulica, ya que la cantidad de flujo que puede circular depende de esta propiedad.

La vegetación realiza una función primordial tanto en la eliminación de contaminantes como en la creación de condiciones y ambientes idóneos para su desarrollo y regulación. Dentro de los efectos de la vegetación sobre el funcionamiento de los humedales podemos mencionar: (a) raíces y rizomas proporcionan el crecimiento de la biopelícula; (b) Amortiguamiento de variables ambientales; (c) Asimilación de nutrientes (García y Corzo, 2008).

La eliminación de contaminantes mediante HC se realiza debido a la presencia de microorganismos, estos logran degradar la M.O y eliminar nutrientes (Arias *et al.*, 2004). En general, en la parte superior del humedal 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. Debido a esta actividad biológica, un número importante de sustancias contaminantes presentes en las

AS se convierten en gases, los cuales son liberados a la atmósfera (Von Sperling, 2007).

### 1.5 Plantas utilizadas en humedales construidos

Las plantas son un componente esencial en el diseño y operación de un humedal construido (Konnerup *et al.*, 2009). La presencia de vegetación mejora considerablemente el rendimiento en la eliminación de N, mejoran estéticamente los lugares donde se implantan al proveer hábitats para la vida silvestre (Tanner *et al.*, 2006), además promueven el asentamiento y la retención de sólidos en suspensión (Aguirre, 2004), proporcionan superficie para el desarrollo de biopelículas microbianas (Bécares, 2004), y transportan oxígeno a su zona radicular (Vymazal, 2011). En la Tabla 3 se describen las principales funciones de las plantas en los humedales construidos según sección de tejido vegetal.

**Tabla 3.** Principales funciones de las plantas en los humedales construidos.

<b>Sección de tejido vegetal</b>	<b>Función</b>
Tejido vegetal aéreo	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	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	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.

Fuente: Brix, 1997.

Las plantas utilizadas en HC para tratamiento de aguas residuales, por tanto, deben presentar las siguientes características (Vymazal, 2011):

- Ser tolerantes a altas cargas orgánicas (entre 3 y 25 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> d)
- Abundantes en raíces y rizomas
- Poseer una elevada biomasa aérea para la asimilación de nutrientes

La presencia de vegetación en los sistemas amortigua 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).

La Tabla 4 muestra las plantas más utilizadas en estos tipos de sistemas con sus respectivas características.

**Tabla 4.** Características macrófitas utilizadas en humedales construidos.

Nombre	Familia	Profundidad raíces (m)	pH óptimo	Temperatura óptima (°C)	Altura máxima (m)
<i>P. australis</i>	<i>Poaceae</i>	0,6 - 1,0	4,8 - 9,0	12 - 33	5
<i>T. latifolia</i>	<i>Typhaceae</i>	0,7 - 0,8	5,5 - 7,5	10 - 30	3
<i>S. californicus</i>	<i>Cyperaceae</i>	0,6	5 - 9	16 - 27	3

Fuente: Borin, 2003; Wallace y Knight, 2006; Plaza de los Reyes y Vidal, 2007.

### 1.5.1 Policultivos y monocultivos en HC

La mayoría de sistemas de humedales construidos se diseñan con monocultivo de la especie de planta seleccionada. Sin embargo, se ha reportado que en sistemas de policultivo se puede alcanzar una distribución eficaz de la biomasa de raíces y proporcionar hábitat para una población microbiana más diversa (Coleman *et al.*, 2001; Wu *et al.*, 2012). También se ha reportado que puede

aumentar la liberación de exudados de las raíces, lo que permitiría una mayor estimulación en la asimilación de N y P en comparación a sistemas plantados con una sola especie (Wu *et al.*, 2012). Además, que los policultivos pueden ser menos susceptibles a plagas y enfermedades (EPA, 2000).

Cabe destacar que en HFHSS, experimentos demuestran mayores rendimientos a corto plazo en sistemas de policultivos acordes al desarrollo radicular alcanzado en la profundidad del humedal (Ottová *et al.*, 1997). Sin embargo, a largo plazo se reduciría la conductividad hidráulica del sistema, disminuyendo la vida activa del mismo, es por esto que se aconseja para el mantenimiento de sistemas con policultivos la eliminación de la potencial vegetación oportunista (Bécares, 2004).

### **1.5.2 Plantas ornamentales<sup>1</sup>**

Si bien las especies más utilizadas en este tipo de sistemas son típicas de ambientes húmedos, las plantas ornamentales surgen como una alternativa que promete mejorar la infraestructura del sistema de tratamiento. Así, dentro de los beneficios de operar con plantas ornamentales encontramos un aporte al valor estético y comercial, posibilidad de integración del sitio y otros valores agregados relacionados con servicios ecosistémicos (Konnerup *et al.*, 2009).

La gran ventaja de operar humedales construidos con plantas ornamentales, es que éstas suministran beneficios económicos a la comunidad a través de la producción de flores. Se genera una alternativa económica donde el tratamiento de aguas servidas presenta un costo de operación significativo (Zurita *et al.*, 2009).

---

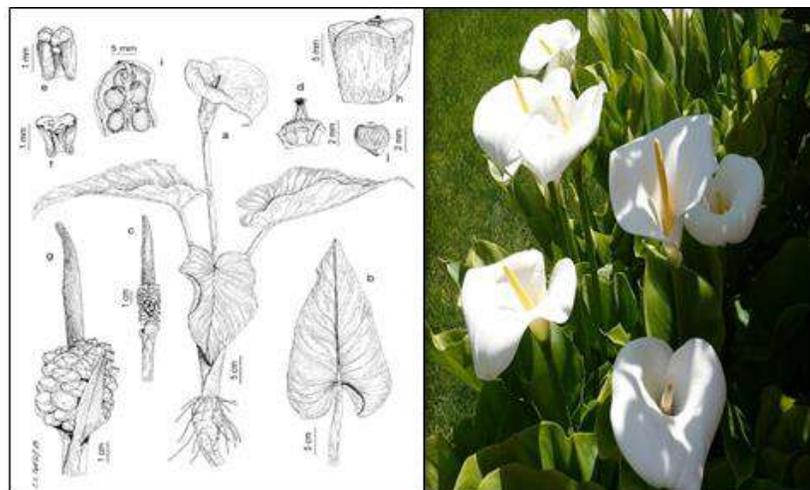
<sup>1</sup> “Las fibras vegetales y sus aplicaciones: Innovación en su generación a partir de la depuración de agua”. 2016. Autoras y editores: G. Vidal y S. Hormazabal “Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-405-0 y Registro de Propiedad Intelectual 272.242 año 2016, 60 pp.

Las plantas ornamentales que pueden ser utilizadas en sistemas de humedales construidos, se encuentran: *Iris pseudacorus* (L.), *Eichhornia crassipes*, *Colocasia esculenta*, *Tulbaghia violácea*, *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus papyrus*.

#### 1.5.2.1 *Zantedeschia aethiopica* L (K) Spreng (cala blanca):

Botánicamente esta planta pertenece a la familia de las Aráceas y comúnmente se conoce como cala, es una de las plantas estudiadas en sistemas subsuperficiales (Morales *et al.*, 2013).

*Zantedeschia aethiopica*, es una planta perenne originaria de África meridional, crece en áreas húmedas, sombreadas y con abundante agua. Se distribuye en regiones subtropicales, con temperaturas que varían entre los 12- 25 ° C (aunque soporta heladas). Puede alcanzar alturas de 1,5 m y produce entre 2 a 3 flores de color blanco por bulbo (Sacoto, 2010). Posee como órgano basal subterráneo un rizoma, presenta dormancia estival y su floración es a finales de invierno a primavera (Seemann y Hoffens, 1999).



**Figura 5.** *Zantedeschia aethiopica*: a) hábito; b) hoja; c) espádice; d) flor pistilada; e y f) estambres; g) espádice fructificado; h) baya; i) sección longitudinal de una baya; j) semilla.

### **1.5.2.2 *Cyperus papyrus* L (papiro):**

El papiro es una especie de planta herbácea perenne, provista de un grueso rizoma y tallos que rondan los 3 - 5 m de altura. En el ápice sostiene una umbela de hojas oblongolanceoladas y cartilagosas. Flores reunidas en pequeñas espigas que dan origen a una umbela 10 - 45 cm de largo. Se multiplica principalmente a través de sus rizomas (Tiner, 1999). Esta especie se encuentra en la mayoría de las zonas de humedales tropicales de África oriental y central. La vegetación se caracteriza por poseer una alta productividad bajo temperaturas favorables (20 a 33 ° C), generalmente en ambientes húmedos e iluminados. Tolerancia un pH entre 6 y 8,5.

Su tasa de crecimiento es muy rápida (0,4 a 1,5 cm/d) (Solís, 2014) y posee un gran potencial en la captación de nutrientes debido a la permeabilidad de sus raíces delgadas que permiten una gran interacción raíz-agua. Los papiros asimilan especialmente nitrógeno y fósforo (Kyambadde *et al.*, 2004), según Chung *et al.* (2008) el consumo de nutrientes por parte de las plantas constituye del 2 a 10% de la remoción de NT, mientras que otros autores mencionan que es del 10 al 20% (García y Corzo, 2008). Durante la senescencia, la planta tiende a acumular nutrientes en la zona de sus raíces, y su descomposición libera nutrientes en el agua. La zona rizosférica de *C. papyrus* ha sido reportada como la mejor colonizada por bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico, registrando altas tasas de fijación en el sistema de raíces (Mwaura, 1981).



**Figura 6.** *Cyperus papyrus*

### **1.6 Mecanismo de eliminación de contaminantes en Humedales de flujo horizontal subsuperficial**

En humedales construidos, la eliminación de contaminantes se lleva a cabo mediante procesos físicos, químicos y biológicos que incluyen, sedimentación, adsorción, asimilación por las plantas y transformaciones microbianas (Stottmeister *et al.*, 2003).

#### **Sólidos suspendidos**

En humedales de flujo horizontal, la mayor parte de eliminación de materia en suspensión (MES) se realiza en la zona de entrada, disminuyendo en forma exponencial la concentración a lo largo del lecho. En general, la eliminación de MES sucede en 1/4 y 1/3 de la longitud del sistema (Tanner, 1998). Debido al flujo laminar presente en humedales construidos y la resistencia proporcionada por las raíces de las plantas, la eliminación de SST ocurre por vías de sedimentación y filtración. El rendimiento de eliminación tanto en sistemas horizontales como verticales, alcanzan valores de eliminación del 90% (Vymazal, 2005).

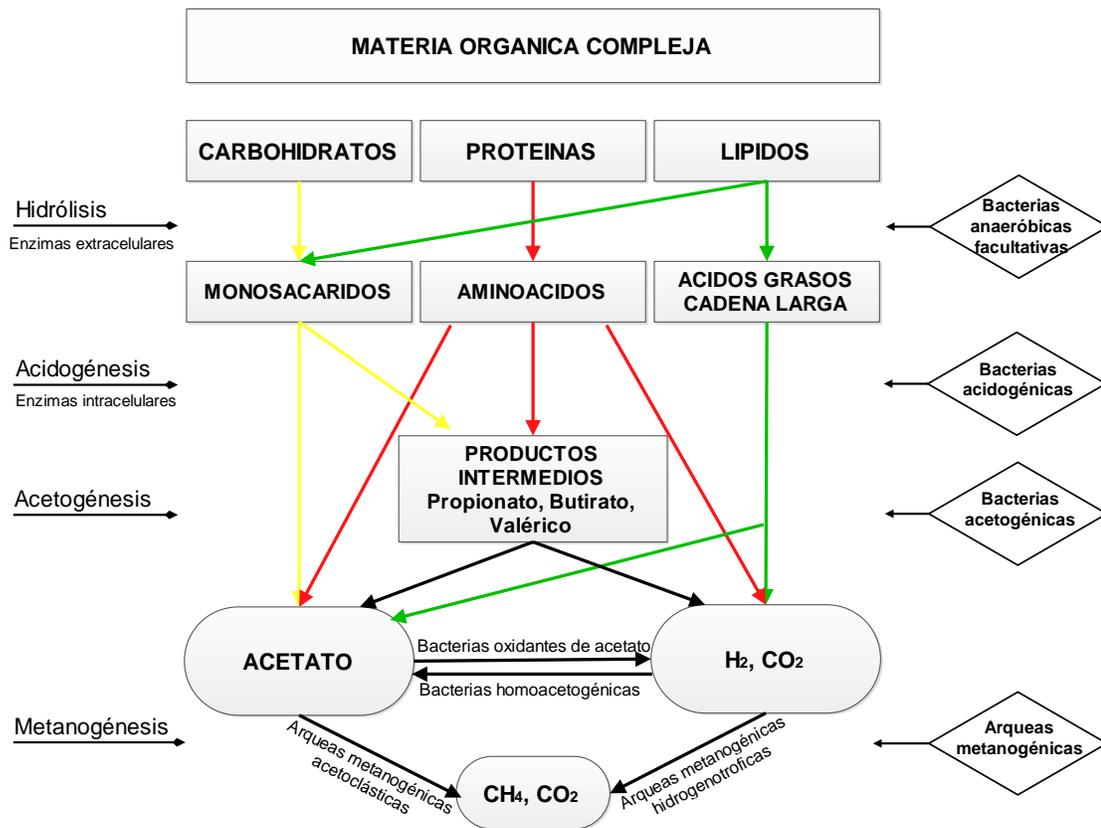
## **Materia orgánica**

En relación a la materia orgánica, ésta se encuentra en las aguas servidas en forma particulada (65%) y disuelta (14%) (Dulekgurgen *et al.*, 2006). La eliminación de la materia orgánica particulada (MOP) se realiza mediante la combinación de mecanismos físicos que involucran la sedimentación y filtración (Vymazal y Kröpfelová, 2009). De acuerdo a lo reportado por García *et al.* (2005), el conteo de partículas disminuye en un 90% en el primer cuarto del sistema, logrando eliminaciones de carbono orgánico total del 50%. El 10% restante de la MOP es degradada por mecanismos físicos y enzimas extracelulares, transformándose en materia orgánica disuelta (García *et al.*, 2005).

La materia orgánica disuelta (MOD) es degradada por vías aeróbicas y anaeróbicas. La degradación por vía aeróbica en humedales de flujo horizontal es realizada por bacterias heterótrofas aeróbicas estrictas y facultativas, y sucede en los primeros 0,05 m de profundidad y en zonas cercanas a las raíces (García y Corzo, 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008). En HFSS la degradación aeróbica es restringida, debido a las condiciones anóxicas en las que operan estos sistemas (García y Corzo, 2008). La baja concentración de oxígeno disuelto (< 2 mg/L) y el ambiente reductor (+200 y -400 mV) dan lugar principalmente a condiciones anaerobias (García *et al.*, 2003).

Por otro lado, la vía anaeróbica en HFSS es la principal vía de degradación (90 - 94%) (García *et al.*, 2004; Aguirre *et al.*, 2004). Este proceso biológico ocurre en ausencia de oxígeno y es llevado a cabo por bacterias fermentativas facultativas que crecen originando substrato, que son degradados por microorganismo sulfatoreductores y metanogénicos (Vymazal *et al.*, 1998). La degradación anaeróbica involucra una serie de rutas metabólicas que ocurren en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Angelidaki *et al.*, 2011). La Figura 7, muestra las transformaciones

involucradas en la digestión anaerobia de materia orgánica y los consorcios microbiológicos implicados en cada una de ellas.



**Figura 7.** Esquema de las transformaciones involucradas en la degradación anaerobia de materia orgánica. (Christy *et al.*, 2014).

La primera etapa, conocida como hidrólisis, los polímeros complejos son transformados a sus unidades monoméricas mediante enzimas hidrolíticas extracelulares (Vymazal y Kröpfelová, 2009). En la fase de acidogénesis o fermentación, los monómeros son transformados en ácidos grasos volátiles (AGV) y compuestos reducidos como etanol, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>. En la fase de acetogénesis, los AGV y el etanol formado en la etapa anterior son transformados en acetato, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub> por bacterias acetogénicas sintotróficas (Angelidaki *et al.*, 2011). Por último, en la fase metanogénica, los productos

generados en la etapa de acetogénesis son transformados en metano mediante microorganismos pertenecientes al dominio Archaea (Liu *et al.*, 2011).

La eficiencia de eliminación de materia orgánica en HFHSS, medida como DBO<sub>5</sub> y DQO oscila entre 75 - 95% (García y Corzo, 2008).

## **Nitrógeno**

Los mecanismos de eliminación de nitrógeno, depende del estado en el que éste se encuentre en el humedal, ya sea en forma de nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) o nitrógeno oxidado ( $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) (Aguirre, 2004).

El principal mecanismo de eliminación de nitrógeno es de tipo microbiano, a través del proceso de nitrificación-desnitrificación. Sin embargo, podemos encontrar otros mecanismos como la volatilización y adsorción de amonio, procesos Anammox y mineralización de nitrógeno orgánico (Vymazal, 2007).

En el proceso de nitrificación, el amonio es oxidado a nitrato por bacterias nitrificantes. Este proceso ocurre en dos etapas, la primera etapa es la oxidación de amonio a nitrito por bacterias del género *Nitrosomas*, y en la segunda etapa el nitrito es oxidado a nitrato por bacterias del género *Nitrobacter*. La nitrificación sólo ocurre en condiciones aerobias, pudiendo ocurrir en condiciones bajas de oxígeno (0,3 mg/L) (Reedy y Patrick, 1984). En HFHSS la transferencia de oxígeno es baja y hay pocas zonas aeróbicas, la nitrificación no es destacable y el rendimiento de eliminación de amonio es alrededor del 30% (García y Corzo, 2008).

La desnitrificación es un proceso de descomposición anaeróbico, en el que se requieren condiciones anóxicas, fuente de carbono y condiciones adecuadas de temperatura. En este proceso el nitrato es reducido a óxido nitroso, para luego ser reducido a nitrógeno gas. Ambos gases son emitidos a la atmósfera, sin embargo, el óxido nitroso está catalogado como un gas de efecto invernadero.

## **Fósforo**

Para la eliminación de fósforo se utilizan mecanismos abióticos y bióticos. En el mecanismo abiótico ocurre la adsorción por el medio granular, precipitación, filtración y sedimentación (Vymazal, 2007; Kadlec y Wallace, 2009). Los procesos bióticos incluyen la asimilación por plantas y microorganismos (García y Corzo, 2008).

El potencial de eliminación está asociado a propiedades fisicoquímicas e hidrobiológicas del medio de soporte, ya que el fósforo mediante el proceso de adsorción es eliminado en un 90% (Brix *et al.*, 2001). La eliminación de fósforo, por incorporación al tejido vegetal, representa entre 5 - 10% (Wallace y Knight, 2006). En el interior de la planta, sólo el 19% se almacena en la zona foliar, mientras que, entre el 86-96% se almacena en la zona radicular (García *et al.*, 2004).

## **Patógenos**

La eliminación de patógenos se realiza mediante procesos de filtración, adsorción y predación, así como las condiciones ambientales (Brix *et al.*, 2001). Tanto en sistemas horizontales como verticales la eliminación depende del tiempo de permanencia y del medio granular. Kadlec y Knight (2006) han reportado que cuanto menor sea el diámetro del medio granular, mayores eficiencias de eliminación se obtendrán.

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 (García *et al.*, 2003). Se ha reportado 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) El grado de eliminación en sistemas

horizontales oscila entre 1 y 2 unidades logarítmicas/100 ml (Rivera *et al.*, 1995).

### **1.7 Emisiones de metano en humedales de flujo subsuperficial horizontal**

En términos de tratamiento de aguas, los humedales construidos han sido una alternativa atractiva por sus bajos costos de operación y mantenimiento. Sin embargo, mediante la reducción de la carga contaminante de las aguas servidas se contribuye a la generación de algunos gases de efecto invernadero (GEI), tales como metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (Silva, 2011).

El metano es el GEI de mayor preocupación, ya que sus concentraciones atmosféricas han ido en aumento (145%) (Fadel y Masso, 2001), además en un horizonte de tiempo de 100 años posee un potencial efecto invernadero 23 veces equivalente en masa de CO<sub>2</sub> (Wang *et al.*, 2013).

En HFHSS, los procesos de metanogénesis se generan durante la mineralización de la materia orgánica y ocurre en etapas secuenciales (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) (Wang *et al.*, 2013). La cuantificación de las emisiones de metano en sistemas de HFHSS nos indica la eficiencia de procesos de degradación de MOD, donde la tasa de emisión de CH<sub>4</sub> esta correlacionada con la intensidad de la anaerobiosis, por lo tanto, relacionado de forma inversa con la eficiencia de eliminación de MOD (Huang *et al.*, 2005).

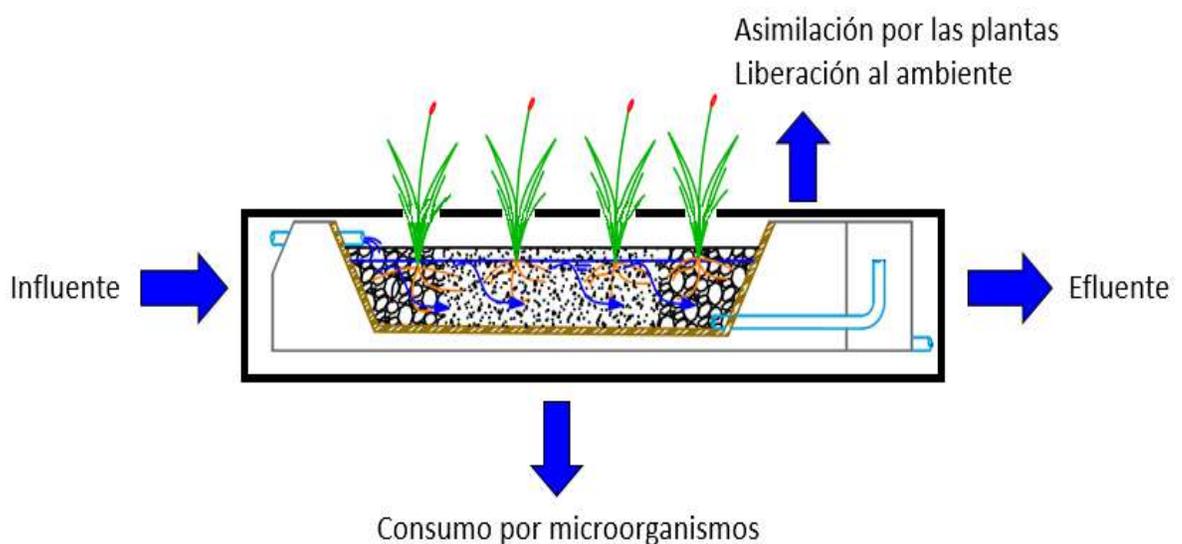
Se ha detectado que en HFHSS, las emisiones de metano son mayores en zonas del influente, superando en un 24% las emisiones de metano en esa zona en comparación a la zona del efluente (Tanner *et al.*, 1997), esto se produce debido a que en la zona del influente se produce una mayor retención de la materia orgánica (García *et al.*, 2010). Un factor que puede influir en las emisiones de metano en HC, corresponde al tipo de cultivo utilizado, es decir en

HC con régimen de policultivo se ha observado mayor producción de metano (2208 mgCH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d) en comparación con monocultivos (1142 mgCH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d) en temporada de verano (Wang *et al.*, 2013).

La liberación de CH<sub>4</sub> en humedales de tipo horizontales subsuperficiales, estará mediado por la producción del gas al interior del humedal, por la oxidación del CH<sub>4</sub>, y por el transporte y emisión de este gas a la atmósfera (Wang *et al.*, 2013). Por lo tanto, la generación de gases con efecto invernadero desde los humedales, estará regulado directamente por el diseño, temperatura, características del influente y operación de los HC (López, 2016).

### 1.8 Balance en humedales construidos

Para entender cómo se realiza la eliminación de los contaminantes en el humedal, es necesario realizar un balance hídrico y de masa en éste. De esta forma debemos considerar al sistema HFHSS como una caja negra, donde la entrada es el influente de aguas servidas y la salida depende del parámetro o balance a realizar (Kadlec y Knight, 1996). En forma general el balance en un HC se presenta en la Figura 8.



**Figura 8.** Esquema general del balance de masa en un humedal construido.

El balance hídrico se utiliza para estimar la dinámica hídrica del volumen de almacenamiento en el HC. La ecuación de balance general es la siguiente:

$$Q_i - Q_o + Q_c - Q_b - Q_{gw} + Q_{sm} + (P * A) - (ET * A) = \frac{dV}{dt} \quad \text{Ecuación 1}$$

$Q_i$  = flujo de entrada de agua [ $m^3/d$ ]

$Q_o$  = flujo de salida de agua [ $m^3/d$ ]

$Q_c$  = captación de agua [ $m^3/d$ ]

$Q_b$  = pérdida de banca [ $m^3/d$ ]

$Q_{gw}$  = infiltración a aguas subterráneas [ $m^3/d$ ]

$Q_{sm}$  = tasa de derretimiento de nieve [ $m^3/d$ ]

$P$  = tasa de precipitación [ $m/d$ ]

$A$  = área superficial del humedal [ $m^2$ ]

$ET$  = tasa de evapotranspiración [ $m/d$ ]

$dV$  = variación de volumen de agua en el humedal [ $m^3$ ]

$dt$  = variación de tiempo [ $s$ ]

Entre los aspectos hidrológicos y de acuerdo a la ecuación 1, el principal mecanismo de liberación al ambiente ocurre por la evapotranspiración. Este fenómeno se define como la combinación de dos procesos separados por los que el agua se pierde a través de la superficie del suelo, en primer lugar, por evaporación y por otra parte mediante transpiración del cultivo. En las primeras etapas del cultivo, el agua se pierde principalmente por evaporación directa del suelo, pero con el desarrollo del cultivo y finalmente cuando este cubre totalmente el suelo, la transpiración se convierte en el proceso principal (Kadlec y Knight, 1996). De acuerdo a lo reportado por Soto *et al.* (1999) el efecto de la evapotranspiración aumenta a medida que disminuye el tamaño del humedal.

Para el caso del balance de masas, específicamente de materia orgánica, los humedales construidos en su puesta en marcha presentan bajo desarrollo de su

actividad microbiana por lo que la eliminación de materia orgánica es baja (<50%), sin embargo, a medida que se desarrolla la biopelícula en el medio de soporte, el consumo por parte de los microorganismos alcanza eficiencias mayores a un 80% (Vera, 2012). Dicho esto, el balance de materia orgánica involucra el consumo de microorganismos, donde dicho fenómeno es el principal encargado de la disminución de DBO<sub>5</sub> y DQO en los efluentes de cada humedal.

El balance de nutrientes involucra el consumo por microorganismos, por lo tanto, mientras mayor sea el desarrollo de la biopelícula se obtendrán mayores eficiencias de eliminación. El balance de nutrientes también involucra la asimilación por parte de las plantas, de esta manera se puede cuantificar el aporte a la eficiencia de eliminación por cada uno de estos mecanismos (Chung *et al.*, 2008). El desarrollo de las plantas permite un mayor aporte en la eliminación de nutrientes, Das y Tanaka (2007) estiman que la zona foliar llega a contener alrededor de 30 g N/m<sup>2</sup> en el período de verano, mientras que en período de invierno esta concentración baja a los 15 g N/m<sup>2</sup>. A su vez el balance de fósforo permite estimar la porción que queda almacenada dentro de la celda, ya que fenómenos como las precipitaciones y los cambios repentinos de pH en las celdas pueden provocar la liberación de este nutriente al efluente (Kadlec y Knight, 1996; Sawaitayothin y Polprasert, 2007).

## **2. HIPÓTESIS**

La eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes, parámetros microbiológicos y evolución de biomasa vegetal en humedales construidos es mayor en configuraciones de policultivo que monocultivo de plantas ornamentales en el tratamiento de aguas servidas.

## **3. OBJETIVOS**

### **3.1 General**

Evaluar la eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes y parámetros microbiológicos utilizando humedales construidos con plantas ornamentales en régimen de policultivo y monocultivo en el tratamiento de aguas servidas.

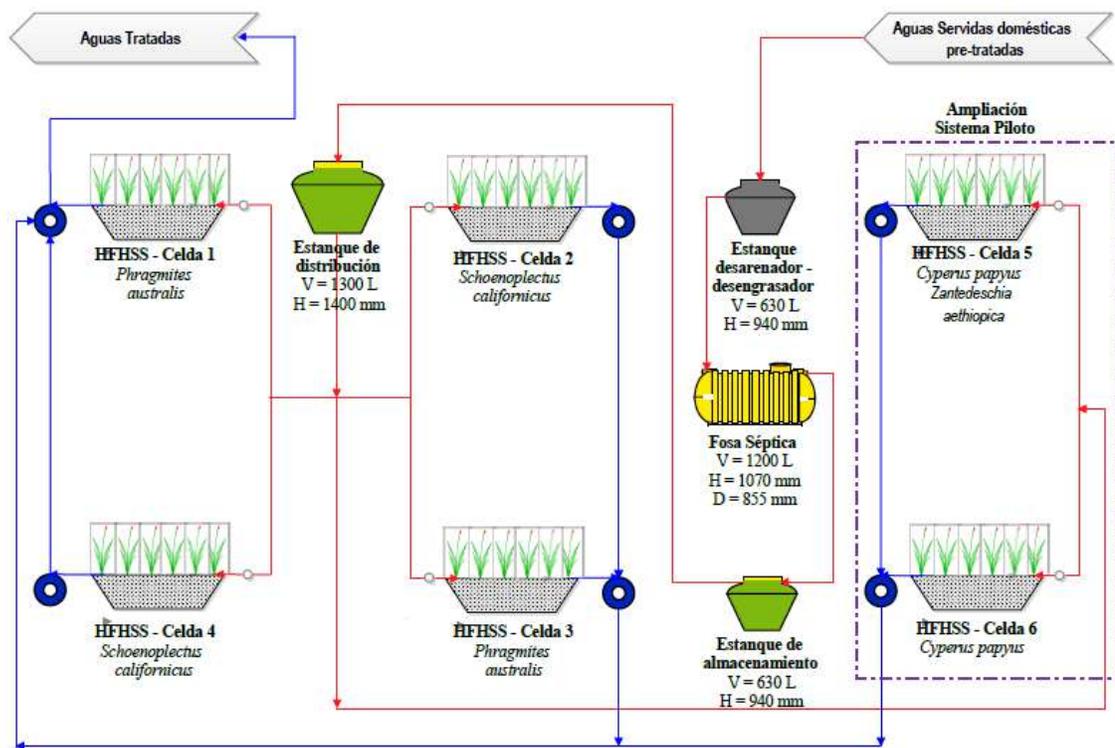
### **3.2 Específicos**

- Evaluar la evolución de la eficiencia de eliminación materia orgánica, nutrientes y parámetros microbiológicos de humedales construidos con plantas ornamentales en régimen de policultivo y monocultivo en el tratamiento de aguas servidas.
- Evaluar comparativamente el perfil de degradación de la materia orgánica, nutrientes y emisiones de metano en humedales construidos con plantas ornamentales en régimen de policultivo y monocultivo en el tratamiento de aguas servidas.
- Comparar a través de un balance de materia, la eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes y evolución de biomasa vegetal en humedales construidos con plantas ornamentales en régimen de policultivo y monocultivo en el tratamiento de aguas servidas.

## 4. METODOLOGÍA

### 4.1 Área de estudio

El sistema de humedales se encuentra localizado en Hualqui (36°59'26.93" sur y 72°56'47.23" oeste), región del Biobío. El influente que entra al sistema proviene de la planta de tratamiento de aguas servidas que sirve a una comunidad semi-rural de 20.000 habitantes. La Figura 9 muestra el diagrama de la planta piloto de humedales construidos.



**Figura 9.** Diagrama de la Planta piloto de humedales construidos de Hualqui.

#### 4.1.2 Obtención del influente

Para la alimentación de los HFHSS se utilizó el agua servida que llega a la PTAS de Hualqui. El agua fue extraída por una bomba para aguas negras modelo VXm8/35-I (marca Pedrollo), después del pre-tratamiento de ESSBIO (cámara de rejillas con separación de 40 mm). Esta agua es llevada al sistema de

tratamiento primario de la planta piloto. Este sistema está formado por tres partes: tanque desarenador-desengrasador (630 L), fosa séptica (1200 L) y tanque de bombeo (630 L). Del tanque de bombeo se entrega agua a un nuevo tanque de distribución (1000 L) que lo distribuye a las seis unidades del HFHSS.

#### **4.1.3 Humedal construido de flujo horizontal subsuperficial**

El humedal construido consta de seis celdas paralelas con configuración de humedal de flujo horizontal subsuperficial (HFHSS), cada celda presenta un área superficial de 4,5 m<sup>2</sup>, un volumen total de 1,28 m<sup>3</sup>, y una profundidad de 0,4 m. Como medio de soporte se utiliza grava de porosidad 60%. El tiempo de retención hidráulico (TRH) varía entre 4,9 y 5,2 d (López *et al.*, 2015). La Figura 8 muestra el sistema de HFHSS, específicamente para esta tesis se trabajó con la ampliación del sistema piloto (celda 5 y celda 6): la celda 5 fue plantada con las especies ornamentales *Zantedeschia aethiopica* y *Cyperus papyrus*, en régimen de policultivo y etiquetados (HFHSS-Zant/Cyp), la celda 6 fue plantada con la especie *Cyperus papyrus*, en régimen de monocultivo y etiquetada (HFHSS-Cyp), ambas celdas se encuentran operando desde enero del año 2015.

En cada HFHSS se distinguen tres zonas: Zona A (entrada agua servida), 0,75 m del punto de entrada; Zona B (zona media), 1,4 m del punto de entrada; Zona C (zona de salida), 2,25 m del punto de entrada del humedal. Para cada zona se instalaron tres muestreadores con grava. El área superficial de cada zona es de 1,5 m<sup>2</sup> (Rojas *et al.*, 2013).

## 4.2 Parámetros de operación

La operación del HFHSS se llevó a cabo por 509 días. Para la alimentación se hace accionar una bomba por 15 minutos y se procede a medir: a) tiempo de operación, b) altura de la columna de agua en cada celda, c) altura y tiempo de llenado del estanque distribuidor. Con estos datos se calcularon los parámetros hidráulicos de operación presentados en la Tabla 5 para cada una de las celdas.

**Tabla 5.** Parámetros hidráulicos de operación.

<b>Parámetro de operación</b>	<b>Unidad</b>	<b>Ecuación</b>
Caudal	l/s	$Q = V/T$
Carga Hidráulica	mm/d	$q = Q/A$
Tiempo de retención hidráulico	d	$TRH = L \cdot W \cdot h \cdot n_o / Q_e$

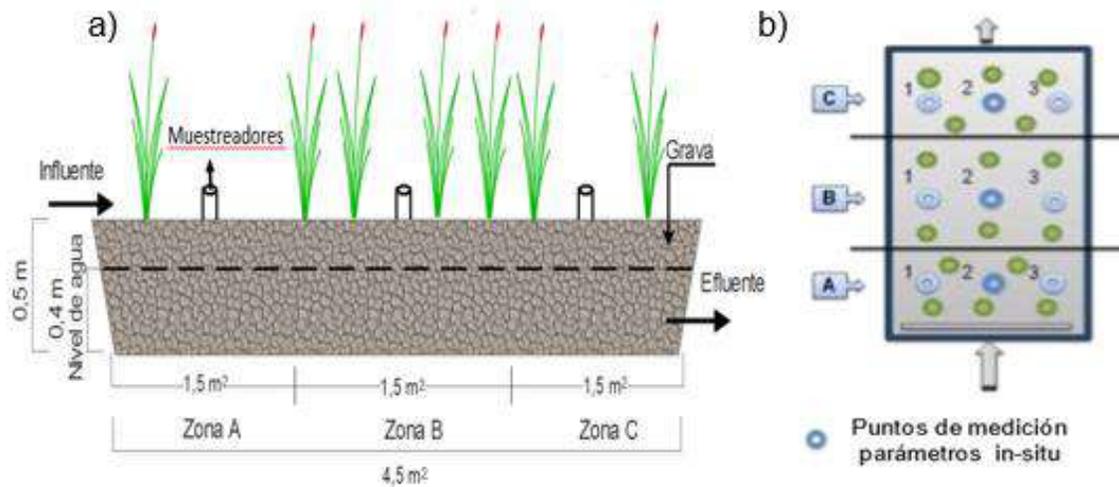
A: área superficial; L: largo del HFHSS; W: ancho del HFHSS; h: profundidad del humedal;  $n_o$ : porosidad de la grava;  $Q_e$ : caudal volumétrico del efluente.

## 4.3 Estrategia de monitoreo

### 4.3.1 Parámetros de campo

- Parámetros *in situ*:

Los parámetros *in situ* se miden en 3 zonas de cada humedal: Zona A: entrada del agua servida; Zona B: zona media; Zona C: salida del agua servida (Ver Figura 10).



**Figura 10.** Esquema del perfil del HFHSS con las zonas de muestreo; Las flechas indican la dirección del flujo. a) corte; b) Diagrama de puntos de muestreo de cada HFHSS.

En cada zona se realizan mediciones de pH; potencial óxido reducción (POR); temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD). La determinación del oxígeno disuelto se lleva a cabo sólo en la Zona B debido a la baja variación entre las zonas. El pH, POR y temperatura se miden mediante el multiparamétrico portable OAKTON (PC650-480485). Por otro lado, el OD es medido usando un oxímetro portable (oxi 330i/set Hanna HI 9146-04).

- Crecimiento Vegetacional:

Para el monitoreo de las plantas en cada una de las celdas, se mantuvo la división de áreas por zonas (A, B y C), efectuada para la medición de parámetros in-situ tal como se muestra en la Figura 10. Las plantas muestreadas fueron escogidas aleatoriamente y evaluadas con medidas de altura de tallo (desde la base hasta el ápice) mediante cinta métrica (López, 2016).

- Medición de la abundancia y cobertura:

La determinación de la abundancia se realizó tomando como referencia un cuadrante de PVC de  $0,0625 \text{ m}^2$  ( $0,25 \text{ m} \cdot 0,25 \text{ m}$ ) (Neubauer *et al.*, 2012) y se seleccionó el área de muestreo de cada zona de las celdas de humedales de manera aleatoria. Posteriormente, se procedió a la identificación visual de las especies presentes en la zona, contabilizando los individuos de cada especie por cuadrante (individuos/ $\text{m}^2$ ) (López, 2016).

- Medición de la producción de biomasa:

Se realizó una determinación de la biomasa mediante la obtención de biomasa foliar de cada planta por celda. La metodología de muestreo incluyó la extracción de las plantas por su similitud de aspecto visual y uniformidad (INIA, 2016). La extracción de las plantas se realizó desde la raíz mediante una pala, para posteriormente obtener la biomasa aérea (tallo, hojas y flor) y subterránea (raíz) por deshidratación a  $75^\circ\text{C}$  durante 24 h, hasta alcanzar un peso constante (Nollet, 1996).

- Medición de capacidad de depuración de nutrientes:

Se realizó un análisis foliar para determinar el contenido de N y P en la planta, con el fin de cuantificar el aporte de la asimilación de nutrientes en la eliminación general del HFHSS. Las muestras fueron tomadas de forma separada de acuerdo a las variedades existentes (tallo, hoja, raíz y flor), correspondientes a los cuadrantes en los que se realizó la medición de abundancia. Se pesaron 200 g de cada variedad muestreada y se colocaron en bolsas de papel etiquetadas (INIA, 1982). Las muestras se guardaron en

refrigerador, a una temperatura de 4°C para posteriormente ser enviadas al laboratorio del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) Quilamapu de Chillán. El Nitrógeno Total (NT) se determinó mediante horno combustión y método de Dumass, el Fósforo Total (PT) se determinó mediante el método de calcinación y colorimetría (INIA, 2016). Las muestras evaluadas fueron tomadas en época de otoño (abril, 2016) e invierno (agosto, 2016).

#### **4.4 Métodos Analíticos**

El monitoreo se llevó a cabo desde abril del año 2015 hasta agosto del año 2016 considerando las temporadas O/I (otoño/invierno) y P/V (primavera/verano) en un período de operación de 509 días. Se tomaron muestras del influente, efluente y por zonas (A, B, C) de cada HFHSS. Para caracterizar el influente y efluente, las muestras fueron previamente filtradas usando filtros Whatman de poro 0,45  $\mu\text{m}$ . Los parámetros fisicoquímicos se determinaron en el laboratorio, de acuerdo a los protocolos descritos en los métodos estándar (APHA, 1998). Los parámetros analizados son la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno a los cinco días ( $\text{DBO}_5$ ), Sólidos Suspendidos totales (SST), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), Nitrógeno Total (NT), Fósforo Total (PT), Nitrógeno Amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), Fosfatos ( $\text{PO}_4^{-3}$ ).

La  $\text{DBO}_5$  se determinó por la metodología Winkler, luego de 5 días de incubación a 20°C. La DQO se determinó espectroscópicamente (660 nm) mediante el equipo (Spectronic unicam-Genesis 10 UV), después de 2 horas de digestión a 150°C. El contenido de  $\text{N-NH}_4^+$  fue determinado mediante la reacción del amonio, hipoclorito y fenol catalizado por el nitroprusiato de sodio y medido espectroscópicamente (640 nm). El  $\text{PO}_4^{-3}$  se obtuvo mediante el método del fósforo total modificado para determinar fosfato y medido espectroscópicamente (890 nm). Los análisis de SST y SSV se determinaron por el método gravimétrico 2540-D (105 °C hasta peso constante) y 2540-E

(550 °C durante 1 hora), respectivamente, usando una estufa Memmert (400F) y una mufla JSR (JSMF-30T). La determinación de las concentraciones de NT y PT, se realizaron mediante kits específicos de Spectroquant NOVA-60, de Merck.

Para el caso de las muestras por zonas se analizaron los parámetros físicoquímicos Nitrógeno Amoniacal ( $N-NH_4^+$ ), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Volátiles (SSV), materia orgánica en forma particulada, disuelta y coloidal, medida a través de DQO.

Las eficiencias de eliminación se determinaron de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$E_i (\%) = ((C_i - C_e)/C_i) \times 100 \quad \textbf{Ecuación 2}$$

Donde  $E_i$ : porcentaje de eliminación del contaminante  $i$ ;  $C_i$ : concentración en el influente y  $C_e$ : concentración en el efluente.

#### **4.4.1 Parámetros microbiológicos**

Los parámetros microbiológicos analizados son Coliformes totales (CT), Coliformes fecales (CF) y Colifagos. Para la determinación de los dos primeros, se utiliza la técnica de tubos múltiples mediante el número más probable (NMP), según lo indicado en el Standard Methods 9221-TC (APHA, 2005) y la Norma Chilena 2313/22 (Instituto de normalización, 1995). Para el caso de los colifagos, se utiliza el método de capa simple, utilizando *E. coli* ATCC 13706 como cepa hospedadora (APHA, 2005; U.S.EPA, 2001).

#### **4.5 Determinación de la producción de metano**

##### **4.5.1 Extracción biomasa**

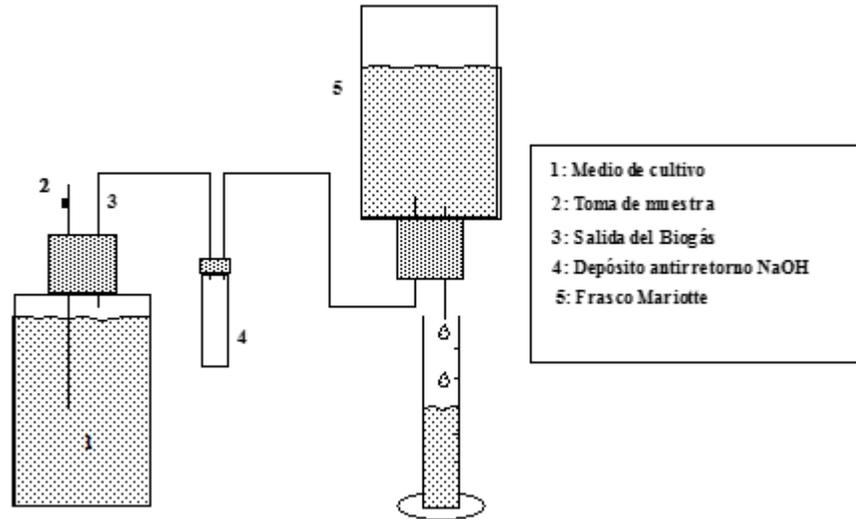
Las muestras para los ensayos de actividad metanogénica se realizaron con la biopelícula adherida a la grava de cada HFHSS. Las muestras se obtuvieron de

los core instalados dentro de los tubos de muestreos de cada zona (Figura 10). El muestreo de grava se llevó a cabo en la temporada de otoño/invierno del año 2016 (agosto, 2016). Mediante la metodología descrita por Morató *et al.* (2005) se extrajo la biomasa sonicando la grava durante 3 minutos en agua destilada, para luego ser agitada manualmente por 1 minuto. La biomasa en suspensión se dejó decantar durante 2 días para un posterior análisis de SST y SSV (Morató *et al.*, 2005).

#### **4.5.2 Actividad metanogénica específica máxima (AME<sub>m</sub>)**

Las muestras para los ensayos de actividad metanogénica se realizaron con la biopelícula adherida a la grava de cada HFHSS. Las muestras se obtuvieron de los cores instalados dentro de los tubos de muestreos de cada zona (Ver Figura 10).

Para determinar la actividad metanogénica específica máxima (AME<sub>m</sub>), se realizaron cultivos con los siguientes componentes: 10 mL de solución de nutrientes (NH<sub>4</sub>Cl (280 mg/L); KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> (250 mg/L); MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O (10 mg/L); CaCl<sub>2</sub> (7.6 mg/L); NaHCO<sub>3</sub> (400 mg/L)); 1 mL de Na<sub>2</sub>S (100 mg/L); 2 mL de una solución de ácidos grasos volátiles (AGV) (ácido acético 2 mg/L; ácido propiónico 0,5 mg/L; ácido butírico 0,5 mg/L) neutralizada a pH 7 con NaOH; 87 mL de muestras de biomasa con concentraciones en los rangos de 0,16 – 1,40, 0,34 – 1,5 y 0,44 – 1,62 g SSV/L . El cultivo se neutralizó a pH 7 con NaOH (Soto *et al.*, 1993). En una botella ámbar de 100 ml que se encuentra conectada a una cámara de seguridad y a un frasco mariotte con una solución de NaOH (20 g/L), se le adiciona la mezcla descrita anteriormente. La solución de NaOH absorbe el CO<sub>2</sub> desde el biogás (Soto *et al.*, 1993), por lo tanto, se provocará un desplazamiento de la solución de NaOH y la generación de biogás será cuantificada. Se le inyectó nitrógeno gas (99,9 %) al sistema para eliminar la cabeza de aire. El ensayo se realiza en baño maría a 35°C. La Figura 11 muestra el montaje del ensayo.



**Figura 11.** Diagrama esquemático de la actividad metanogénica específica.

#### 4.6 Balance Hídrico

Para el balance hídrico se utilizó la ecuación postulada por Kadlec y Knight (1996), la cual fue simplificada a los parámetros que afectaban directamente a las celdas de la planta piloto de HFHSS. La ecuación utilizada se observa en la Ecuación 3.

$$Q_i + (P * A) - (ET * A) = Q_o \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde,

$Q_i$  = flujo de entrada de agua ( $m^3/d$ )

$Q_o$  = flujo de salida de agua ( $m^3/d$ )

$P$  = tasa de precipitación ( $m/d$ )

$A$  = área superficial del humedal ( $m^2$ )

$ET$  = tasa de evapotranspiración ( $m/d$ )

El flujo de entrada de agua ( $Q_i$ ) para el período de estudio se obtuvo a través del volumen almacenado en el tanque.

La tasa de precipitación ( $P$ ) para la zona de Hualqui se obtuvo de la base de datos de Accu Weather para el período de estudio (abril de 2015 hasta agosto de 2016), dividiendo el total de precipitación de cada temporada por el número de días correspondiente de operación. El tiempo de operación calculado para cada temporada fue de 82 días para la temporada de otoño, 92 días para la temporada de invierno y 101 días para la temporada de primavera.

Para la tasa de evapotranspiración ( $ET$ ) se utilizaron valores de evapotranspiración de referencia ( $ET_o$ ). Se consideró una  $ET_o$  para una región templada considerando la zona como húmedas y subhúmedas (Allen *et al.*, 2006). Los valores de  $ET_o$  varían entre los 0,001 a 0,004 m/d de acuerdo a las diversas temperaturas promedio por estación, considerándose un valor de 0,004 m/d para la estación de verano, de 0,003 m/d para primavera, de 0,002 m/d para otoño y de 0,001 m/d para invierno.

#### 4.7 Balance de materia

A través de balances de masa, se determinará la eficiencia en la eliminación para materia orgánica y nutrientes en ambas celdas. En forma general, el balance de masa a realizar se explica en la ecuación 4.

$$C_i * Q_i * D_o - C_{mo+a} - C_p = C_o * Q_o * D_o \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde,

$C_i$  = concentración influente (g/L)

$Q_i$  = flujo de entrada de agua (L/d)

$D_o$  = días de operación (d)

$C_{mo+a}$  = consumo por microorganismos y/ o almacenaje (g)

$C_p$  = asimilación por plantas (g)

$C_0$  = concentración de salida (g/L)

$Q_0$  = flujo de salida de agua (L/d)

El tiempo de operación calculado fue de 82 días para la temporada de otoño, 92 días para la temporada de invierno y 101 días para la temporada de primavera, correspondiente a los periodos de monitoreo de 2015 – 2016. Los valores utilizados en la Ecuación 3 fueron obtenidos de la caracterización fisicoquímica del influente y efluente de los HFHSS y el balance hídrico respectivamente.

Para el balance de materia orgánica, la Ecuación 4 fue simplificada mediante la eliminación del coeficiente  $C_p$ , esto es debido a que se realiza el supuesto de que el consumo por parte de las plantas no participa de forma directa en la eliminación de materia orgánica en aguas servidas.

Para el balance de nutrientes se utilizó la Ecuación 4. El coeficiente  $C_p$  se obtuvo a partir de un análisis foliar realizado para determinar el contenido de N y P en la planta, con el fin de cuantificar el aporte de la asimilación de nutrientes en la eliminación general del HFHSS.

#### **4.8 Análisis Estadístico**

Con el objetivo de verificar si las eficiencias de eliminación, producción de metano en los HFHSS analizados en la temporada de estudio fueron estadísticamente significativos se realizaron análisis estadísticos para cada HFHSS utilizando el programa estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2011).

Para determinar las pruebas estadísticas adecuadas para la comparación se realizó lo siguiente:

- Prueba de normalidad Shapiro Wilks de los datos por parámetro para el caso de las eficiencias de eliminación. Para determinar las diferencias a lo largo de las temporadas de monitoreo se llevó a cabo un (a)Test

ANOVA para aquellas muestras con distribución normal y (b) Test de Kruskal Wallis para aquellas sin distribución normal.

- Test de normalidad Shapiro Wilks para evaluar las diferencias encontradas en las producciones de metano del ensayo AME por zonas. Posteriormente, se realizó un análisis t-student para verificar el comportamiento de los duplicados.

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo a un nivel de significancia del 5 % ( $\alpha = 0,05$ ) (Di Rienzo *et al.*, 2011).

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 Caracterización influente HC.

La Tabla 6 muestra la caracterización fisicoquímica y microbiológica del influente de aguas servidas posterior al tratamiento primario en las temporadas O/I y P/V, durante el período de monitoreo.

**Tabla 6.** Caracterización fisicoquímica y microbiológica del influente.

Parámetro	Unidad	Temporada		
		O/I'15	P/V'15	O/I'16
<b>DBO<sub>5</sub></b>	mg/L	215,3 ± 67,2	142,9 ± 16,6	231,9 ± 123,1
<b>DQO</b>	mg/L	297,5 ± 97,0	278,5 ± 90,4	363,1 ± 160,5
<b>SST</b>	mg/L	412,8 ± 380,3	257,3 ± 109,7	411,1 ± 322,7
<b>SSV</b>	mg/L	309,4 ± 203,6	235,2 ± 89,2	411,1 ± 322,7
<b>NT</b>	mg/L	97,3 ± 17,7	102,2 ± 31,8	84,9 ± 13,9
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	mg/L	76,8 ± 9,3	73,6 ± 16,2	64,7 ± 13,9
<b>PT</b>	mg/L	11,6 ± 3,1	13,5 ± 1,2	14,4 ± 2,4
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup></b>	mg/L	10,6 ± 2,7	12,2 ± 1,7	11,4 ± 2,1
<b>CT</b>	Log (NMP/100 ml)	-	8,1 ± 0,1	7,3 ± 0,7
<b>CF</b>	Log (NMP/100 ml)	-	8,0 ± 0,1	6,7 ± 0,9

O/I'15: otoño/invierno del año 2015; P/V'15: primavera/ verano del año 2015; O/I'16: otoño/invierno del año 2016.

Las concentraciones encontradas en la caracterización del influente evidencia para los parámetros de materia orgánica (DBO<sub>5</sub> y DQO), sólidos (SST), nutrientes (NT, PT y PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) y parámetros microbiológicos (CF) que se encuentran dentro de los rangos típicos encontrados en aguas servidas de origen rural para todas las temporadas analizadas de acuerdo a Vera (2012) (200-1600 mg DQO/L; 200-500 mg DBO<sub>5</sub>/L; 100-500 mg SST/L; 35-100 mg NT/L; 6-30 mg PT/L; 6-25 mg PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>/L; 6-10 log (NMP/100 ml) para CF). Las

concentraciones de  $\text{DBO}_5$  para la temporada P/V'15 fueron 36% menores en comparación a las otras temporadas de estudio, y se encuentran dentro del rango reportado por otros autores para aguas servidas con pre-tratamiento (115 – 182 mg/L) (Zurita *et al.*, 2009; Calheiros *et al.*, 2015). Las concentraciones de DQO promedio, presentaron menor variabilidad (< 7%) durante las temporadas O/I y P/V del año 2015. Sin embargo, la concentración de DQO obtenida en la temporada O/I'16 (363 mg/L) presentó un aumento del 22% respecto a O/I'15 (297 mg/L) y un 30% con respecto a P/V'15 (278 mg/L). Cabe mencionar que la concentración encontrada durante O/I'16 (363 mg/L) se encuentra dentro de los rangos reportado por Zurita *et al.*, (2009) y Calheiros *et al.*, (2015) (247,5 - 481 mg/L). A su vez, basándonos en la clasificación utilizada por Metcalf y Eddy (2003) y Henze *et al.*, (2002), las concentraciones promedios de materia orgánica presentes en el influente durante la temporada de estudio clasifican las aguas servidas utilizadas en esta investigación como aguas servidas concentradas respecto a  $\text{DBO}_5$  (> 140 mg/L) y DQO (> 300 mg/L).

El índice de biodegradabilidad promedio ( $\text{DBO}_5/\text{DQO}$ : 0,68) de las temporadas de estudio indica que el influente puede ser tratado mediante sistemas biológicos (Metcalf y Eddie, 2003; Henze *et al.*, 2008). Por otra parte, las cargas orgánicas aplicadas durante el período de monitoreo corresponden a 3,9 – 9,6 g  $\text{DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$  y 7,1 – 13,4 g  $\text{DQO}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ , donde la temporada de O/I'16 sobrepasa el límite recomendado (5,9 g  $\text{DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ) para HFHSS con tratamiento primario de 0,5 m de profundidad (García *et al.*, 2004).

Las concentraciones de SST coinciden con el rango reportado por diversos autores, quienes evidenciaron concentraciones de SST en aguas servidas con tratamiento primario en el rango de 75 – 283 mg/L (Zurita *et al.*, 2009; Coleman *et al.*, 2011; Calheiros *et al.*, 2015). A su vez, Pedescoll *et al.* (2011) reportó concentraciones de SST en el rango 161 – 223 mg/L para aguas servidas sin tratamiento primario. Se evidencia en promedio para la temporada

de O/I (2015-2016) un aumento de un 60% de sólidos totales con respecto a P/V'15. Estas variaciones pueden atribuirse al aumento de aguas de escorrentía en el periodo de otoño-invierno (Fuenzalida, 2013) debido a las mayores precipitaciones obtenidas en esta temporada, las que aumentaron en un 40% respecto a las precipitaciones en P/V'15 (Tabla 10), lo que conlleva a un mayor arrastre de sólidos en los influentes que llegan a la PTAS (Metcalf y Eddy, 2003).

Por otra parte, la relación de biodegradabilidad de material particulado (SSV/SST: 0,7 – 0,9) determinado en el influente, se caracteriza como alta según Henze *et al.*, (2002), indicando que los sólidos en suspensión en las aguas servidas tienen en promedio un 80% de componente volátil, lo que permite su degradación bajo condiciones anaerobias (Henze *et al.*, 2002; Vera, 2012)

En lo que respecta a los nutrientes, se observó que el  $N-NH_4^+$ , al comparar con las concentraciones medias encontradas por Vera (2012) en aguas servidas de rurales (60 mg/L) se encontraron concentraciones superiores (28%, 22%, 7%) para las temporadas O/I'15, P/V'15, O/I'16, respectivamente. A su vez, se presentaron concentraciones de  $N-NH_4^+$  y NT un 16 y 13% mayores en O/I'15 que en O/I'16. En P/V'15, las concentraciones de  $N-NH_4^+$  y NT fueron un 4% menor y 5% mayor respecto a la temporada O/I'15, respectivamente. En cuanto al PT, se encontraron concentraciones 20 y 6% mayores en O/I'16 con respecto a O/I y P/V del año 2015, respectivamente. Las concentraciones promedios de NT (94 mg/L) y PT (13 mg/L) evaluada en esta tesis son 227% y 56% superiores a las determinadas por Zurita *et al.*, (2009) (NT: 28,7 mg/L; PT: 8,3 mg/L). Esto es debido a las actividades ganaderas desarrolladas en la zona de estudio, las que pueden generar aportes de hasta 610 mg NT/ L (Chartier *et al.*, 2013).

De la caracterización microbiológica del influente, se obtuvieron valores promedios de 7,6 log NMP/100 ml para CT y 7,2 log NMP/100 ml para CF. Se observó una diferencia de un orden de magnitud para CT con respecto a lo reportado por Zurita *et al.*, (2009) (6,6 log NMP/100 ml). En lo que respecta a la variabilidad estacional, la temporada P/V'15 presentó 10% y 16% mayores valores con respecto a O/I'16 para CT y CF, respectivamente.

## **5.2 Parámetros *in – situ***

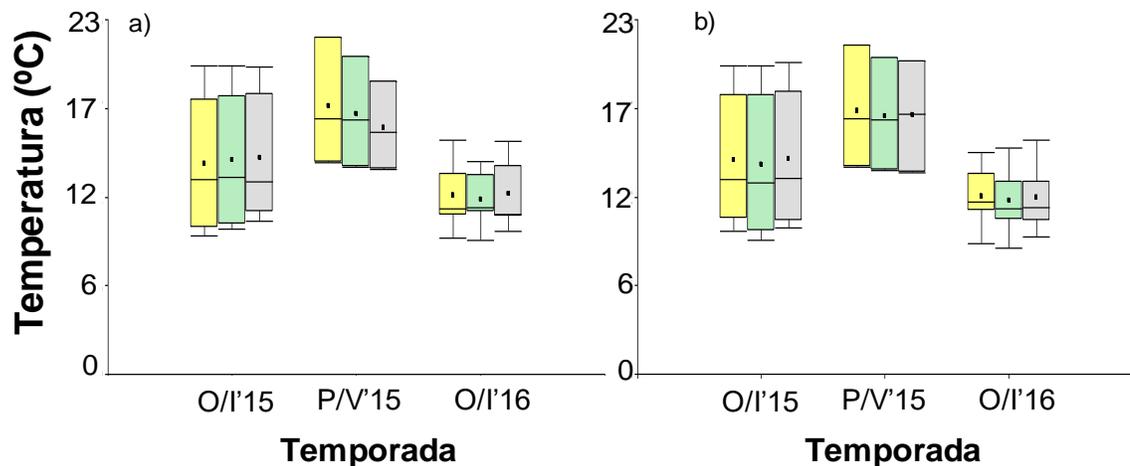
La Tabla 7 muestra un resumen de los parámetros *in situ* promedio en cada zona de las celdas de HFHSS, durante el período monitoreado. Se extrae de esta tabla que los valores promedios obtenidos de ambas configuraciones de HFHSS presentan una variabilidad promedio entre zonas de 28%, 3%, 13%, 43% y 50% para los parámetros temperatura, pH, potencial óxido reducción, conductividad y oxígeno disuelto, respectivamente.

**Tabla 7.** Parámetros *in – situ* por zona.

Parámetro	Unidad	Temporada	HFHSS-Cyp/Zant			HFHSS-Cyp		
			Zona A	Zona B	Zona C	Zona A	Zona B	Zona C
T	°C	O/I'15	13,7 ± 4,1	13,9 ± 4,0	14,0 ± 3,9	13,9 ± 4,0	13,6 ± 4,2	14,0 ± 4,1
		P/V'15	17,4 ± 4,1	16,8 ± 3,6	16,0 ± 2,9	17,1 ± 4,0	16,7 ± 3,7	16,8 ± 3,6
		O/I'16	11,6 ± 2,5	11,3 ± 2,0	11,7 ± 2,5	11,5 ± 2,3	11,2 ± 2,5	11,5 ± 2,5
pH	-	O/I'15	6,7 ± 0,2	6,6 ± 0,1	6,5 ± 0,2	6,6 ± 0,1	6,7 ± 0,1	6,6 ± 0,2
		P/V'15	6,7 ± 0,1	6,7 ± 0,1	6,5 ± 0,1	6,6 ± 0,1	6,7 ± 0,1	6,7 ± 0,1
		O/I'16	6,9 ± 0,2	6,8 ± 0,3	6,5 ± 0,3	7,0 ± 0,3	6,9 ± 0,3	6,7 ± 0,2
POR	mV	O/I'15	-304,0 ± 17,7	-303,8 ± 21,2	-285,6 ± 50,0	-311,2 ± 21,6	-296,0 ± 43,4	-299,1 ± 41,4
		P/V'15	-245,3 ± 30,1	-244,9 ± 10,1	-225,7 ± 11,5	-258,7 ± 15,0	-257,5 ± 17,3	-259,4 ± 14,4
		O/I'16	-283,1 ± 40,0	-260,1 ± 16,5	-235,7 ± 18,6	-288,7 ± 33,6	-274,1 ± 33,6	-241,0 ± 20,3
Cond	uS/cm	O/I'15	1,47 ± 0,3	1,17 ± 0,4	0,91±0,4	1,57 ± 0,6	1,32 ± 0,4	1,20 ± 0,6
		P/V'15	1,26 ± 0,2	1,20 ± 0,2	0,72±0,0	1,08 ± 0,3	1,10 ± 0,3	0,87 ± 0,6
		O/I'16	0,72 ± 0,4	0,64 ± 0,3	0,62±0,3	1,01 ± 0,4	0,87 ± 0,4	0,65 ± 0,4
OD	mg/L	O/I'15		0,2 ± 0,1			0,2 ± 0,1	
		P/V'15		0,1 ± 0,1			0,1 ± 0,1	
		O/I'16		0,2 ± 0,2			0,2 ± 0,2	

HFHSS-Cyp/Zant: humedal de flujo horizontal subsuperficial plantado con *Cyperus papyrus* y *Zantesdeschia aethiopica*; HFHSS-Cyp: humedal de flujo horizontal subsuperficial plantado con *Cyperus papyrus*; O/I'15: otoño/invierno año 2015; P/V'15: primavera/ verano año 2015; O/I'16: otoño/invierno año 2016. A: zona de entrada del influente; B: zona media; C: Zona de salida del efluente. T: temperatura; Cond: conductividad; POR: potencial de óxido reducción; OD: oxígeno disuelto.

En la Figura 12 se muestra la temperatura por zona en ambas configuraciones de HFHSS durante el período de estudio. Los HFHSS operaron con rangos de temperatura que varían entre los 8 – 21 °C. Presentando medias de 16,7 °C en P/V'15, 13,9 °C en O/I'15 y 11,5 °C en O/I'16 para el HFHSS-Cyp/Zant. A su vez, HFHSS-Cyp presentó valores medios de temperatura de 13,8°C, 16,9°C y 11,4°C para las temporadas O/I'15, P/V'15 y O/I'16, respectivamente. La temperatura presentó variaciones espaciales menores al 3% entre zonas. En lo que respecta a la variabilidad temporal, se observa un efecto de la estacionalidad, dónde la temporada P/V'15 presentó un 18 y 32% mayores temperaturas con respecto a O/I'15 y O/I'16, respectivamente. El HFHSS-Cyp presentó un 2% menor temperatura en la zona B, esto se explica debido a que no hay cobertura vegetal (ver Figura 35) lo que provoca una carencia de aislamiento térmico en esta zona (Vymazal, 2011).

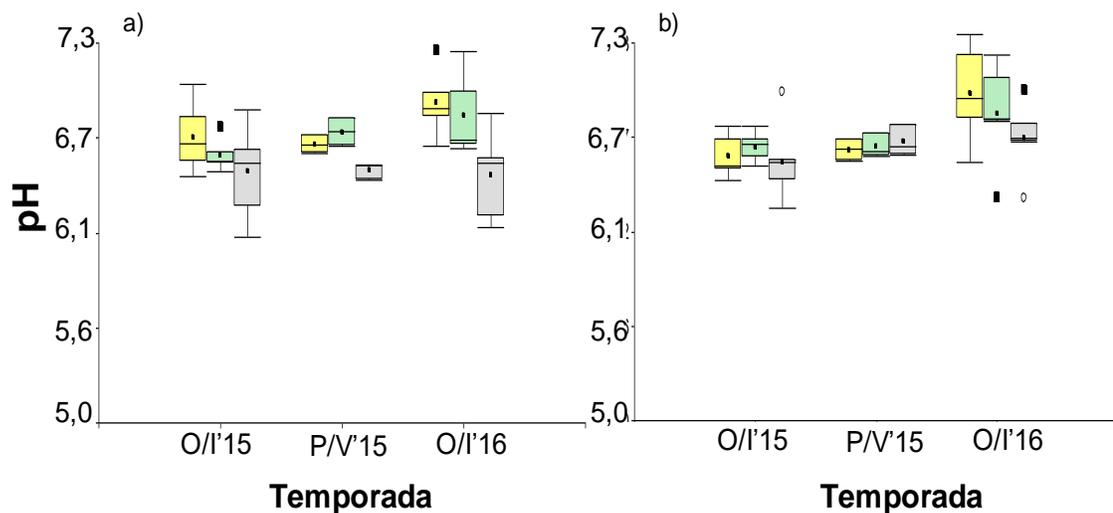


**Figura 12.** Valores de temperatura por zona en cada HFHSS. Donde, a) HFHSS-Cyp/Zant; b) HFHSS-Cyp; O/I'15: otoño/invierno 2015; P/V'15: primavera/verano 2015, O/I'16: otoño/invierno 2016; Zona A (■); Zona B (■); Zona C (■).

En lo que respecta a los valores de pH obtenidos (Figura 13), se evidenció rangos entre 6,1 – 7,3, con valores medios de 6,7 para ambos HFHSS. Valores

similares fueron evidenciados por Coleman *et al.*, (2000), reportando rangos entre 6,8 - 6,9 para especies macrófitas en monocultivo y 6,7 para policultivos. El pH se mantuvo estable (variación < 3%), ya que no se observan cambios entre las temporadas O/I y P/V.

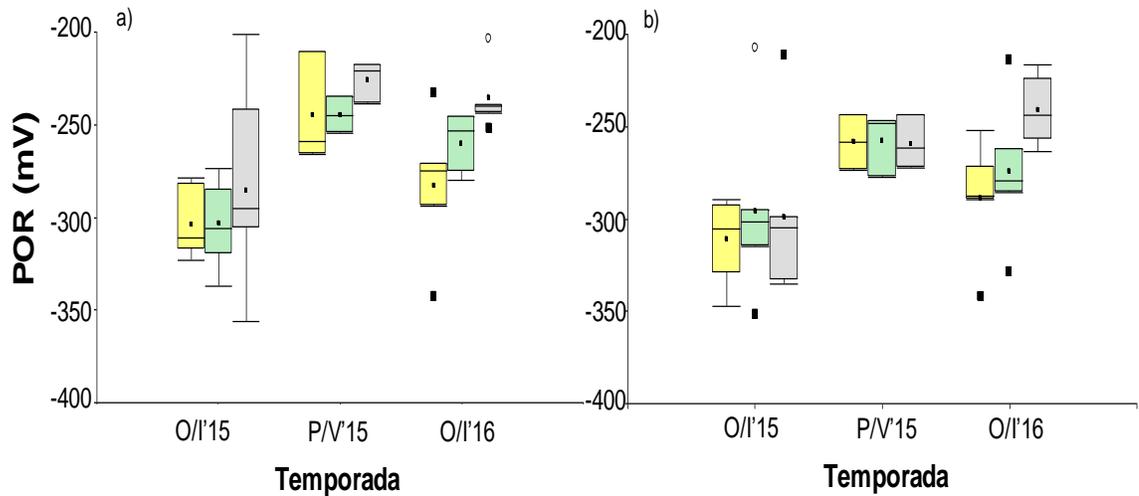
Cabe mencionar que el pH en el que se operó ambas configuraciones de HFHSS está dentro del rango óptimo para el desarrollo de las plantas ornamentales, con rangos para *Zantedeschia aethiopica* (5 - 7,5) y *Cyperus papyrus* (6 - 8,5) (Tinner, 1999; Sacoto, 2010).



**Figura 13.** Valores de pH por zona en cada HFHSS. Donde, a) HFHSS-Cyp/Zant; b) HFHSS-Cyp; O/I'15: otoño/invierno 2015; P/V'15: primavera/verano 2015, O/I'16: otoño/invierno 2016; Zona A (■); Zona B (■); Zona C (■).

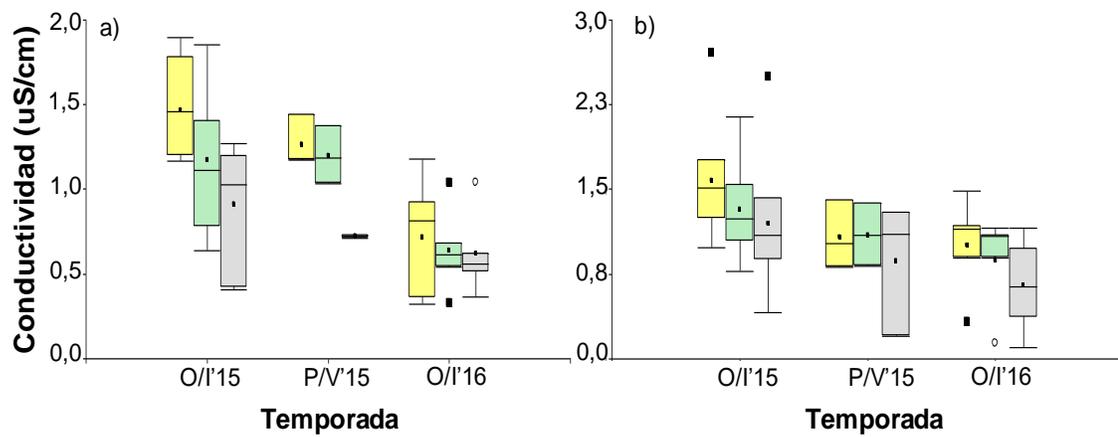
La Figura 14 muestra el comportamiento del POR durante el tiempo de operación en ambas configuraciones de HFHSS. Los valores de POR (-210 a -350) indican que los sistemas de humedales se encuentran ambientes altamente reductores, potenciando el desarrollo de procesos y consorcios anóxicos-anaeróbicos (Faulwetter *et al.*, 2009). Las medias para las celdas analizadas fueron de -273 mV para HFHSS-Cyp/Zant y -282 mV para HFHSS-

Cyp durante el período de operación. En lo que respecta a la variabilidad por zonas, se encontraron un 3 - 11% mayores valores de POR en la zona de salida del humedal (zona C). Esto se explica debido a la degradación progresiva de la contaminación (Garcia *et al.*, 2003).



**Figura 14.** Valores de potencial óxido reducción por zona en cada HFHSS. Donde, a) HFHSS-Cyp/Zant; b) HFHSS-Cyp; O/I'15: otoño/invierno 2015; P/V'15: primavera/verano 2015, O/I'16: otoño/invierno 2016; Zona A (■); Zona B (■); Zona C (■).

La Figura 15 muestra los valores de conductividad durante el tiempo de operación en ambas configuraciones de HFHSS.

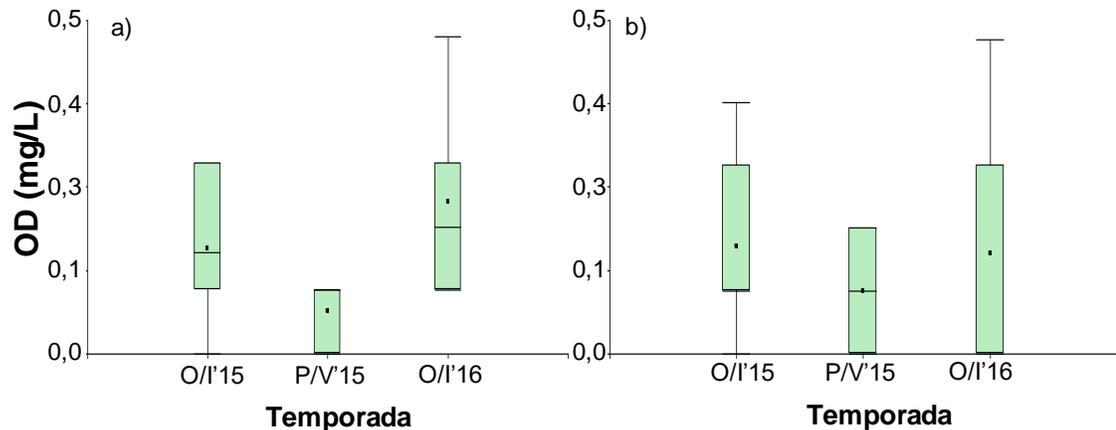


**Figura 15.** Valores de conductividad por zona en cada HFHSS. Donde, a) HFHSS-Cyp/Zant; b) HFHSS-Cyp; O/I'15: otoño/invierno 2015; P/V'15: primavera/verano 2015, O/I'16: otoño/invierno 2016; Zona A (■); Zona B (■); Zona C (■).

El sistema presentó rangos promedios de conductividad entre 0,56 – 1,62 y 0,54 – 1,90 uS/cm para el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. En lo que respecta a la variabilidad por zonas, se encontraron 33-53% y 21-35% menores valores de conductividad en la zona de salida del humedal (zona C) en HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Los valores de conductividad obtenidos en este estudio son en promedio un 99% menor a los reportados por Coleman *et al.* (2000) (0,76 – 0,86 mS/cm HFHSS en configuración de monocultivo; 0,97 mS/cm: HFHSS en configuración de policultivo). Sin embargo, esta diferencia se puede deber al tipo de agua servida y tratamientos preliminares del influente utilizado por Coleman.

En lo que respecta a los valores de OD medidos en la zona B de los HFHSS, en la Figura 16 se evidenciaron medias de 0,17 para HFHSS-Cyp/Zant y 0,15 para HFHSS-Cyp (con rangos entre 0 – 0,5). Las concentraciones medias obtenidas en ambas configuraciones de HFHSS se encuentran dentro del rango reportado

por García *et al.* (2004), quien evidenció para la puesta en marcha en HFHSS, concentraciones que varían entre 0,1 y 0,2 mg OD/L. Los valores de OD nos indica que el HFHSS se puede considerar como un sistema anaeróbico, ya que posee concentraciones menores a 2 mg OD/L (Vymazal y Kröpfelová, 2008).



**Figura 16.** Valores de oxígeno disuelto en zona B de cada HFHSS. Donde, a) HFHSS-Cyp/Zant; b) HFHSS-Cyp; O/I'15: otoño/invierno 2015; P/V'15: primavera/verano 2015, O/I'16: otoño/invierno 2016; Zona B (■).

En la Tabla 8 se muestra un resumen de las concentraciones promedio en el efluente de cada HFHSS analizado, durante las temporadas P/V y O/I del período de estudio. Las concentraciones encontradas en los efluentes de cada HFHSS están dentro de los límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales considerando la capacidad de dilución del receptor (Tabla N° 2, DS 90) para los parámetros DBO<sub>5</sub>, PT y SST. En lo que respecta a los parámetros microbiológicos, no se cumple con la norma para CF, ya que en las temporadas analizadas (P/V'15 y O/I'16) se sobrepasa el límite permitido (3 log NMP/100 ml) en 2 y 3 unidades logarítmicas para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente.

**Tabla 8.** Concentraciones en los efluentes de las celdas del HC.

Parámetro	Temporada	Unidad	Celdas HC	
			HFHSS-Cyp/Zant	HFHSS-Cyp
DBO <sub>5</sub>	O/I'15	mg/L	51,6 ± 37,5	62,7 ± 39,8
	P/V'15	mg/L	39,1 ± 9,7	51,4 ± 14,6
	O/I'16	mg/L	68,0 ± 21,4	78,7 ± 17,3
DQO	O/I'15	mg/L	89,6 ± 43,5	110,7 ± 54,2
	P/V'15	mg/L	109,9 ± 13,7	144,6 ± 1,4
	O/I'16	mg/L	118,3 ± 34,7	137,4 ± 51,7
SST	O/I'15	mg/L	9,5 ± 3,8	15,7 ± 14,1
	P/V'15	mg/L	9,7 ± 4,6	7,7 ± 5,2
	O/I'16	mg/L	13,9 ± 9,1	7,0 ± 5,0
SSV	O/I'15	mg/L	9,5 ± 3,8	15,7 ± 14,1
	P/V'15	mg/L	5,9 ± 3,4	9,9 ± 1,4
	O/I'16	mg/L	13,9 ± 9,1	7,0 ± 5,0
NT	O/I'15	mg/L	65,2 ± 12,4	70,2 ± 18,1
	P/V'15	mg/L	76,6 ± 11,0	81,0 ± 26,1
	O/I'16	mg/L	47,7 ± 17,3	54,9 ± 18,4
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	O/I'15	mg/L	52,2 ± 5,3	58,2 ± 15,2
	P/V'15	mg/L	59,8 ± 7,1	60,2 ± 11,7
	O/I'16	mg/L	36,8 ± 18,0	38,5 ± 17,5
PT	O/I'15	mg/L	7,7 ± 1,4	10,4 ± 1,9
	P/V'15	mg/L	11,0 ± 2,3	11,6 ± 2,5
	O/I'16	mg/L	10,6 ± 3,7	12,0 ± 2,9
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	O/I'15	mg/L	8,1 ± 2,2	8,7 ± 3,1
	P/V'15	mg/L	9,8 ± 2,0	10,5 ± 2,3
	O/I'16	mg/L	8,5 ± 3,3	10,4 ± 2,9
CT	P/V'15	Log (NMP/100 ml)	5,8 ± 5,1	6,2 ± 5,9
	O/I'16	Log (NMP/100 ml)	5,0 ± 2,7	4,9 ± 2,4
CF	P/V'15	Log (NMP/100 ml)	4,9 ± 1,1	6,2 ± 0,0
	O/I'16	Log (NMP/100 ml)	4,9 ± 1,6	4,9 ± 1,7

HFHSS-Cyp/Zant: humedal de flujo horizontal subsuperficial plantado con *Cyperus papyrus* y *Zantesdeschia aethiopica*; HFHSS-Cyp: humedal de flujo horizontal subsuperficial plantado con *Cyperus papyrus*; O/I'15: otoño/invierno año 2015; P/V'15: primavera/ verano año 2015; O/I'16: otoño/invierno año 2016.

### 5.3 Eficiencias de eliminación de contaminantes en los HFHSS

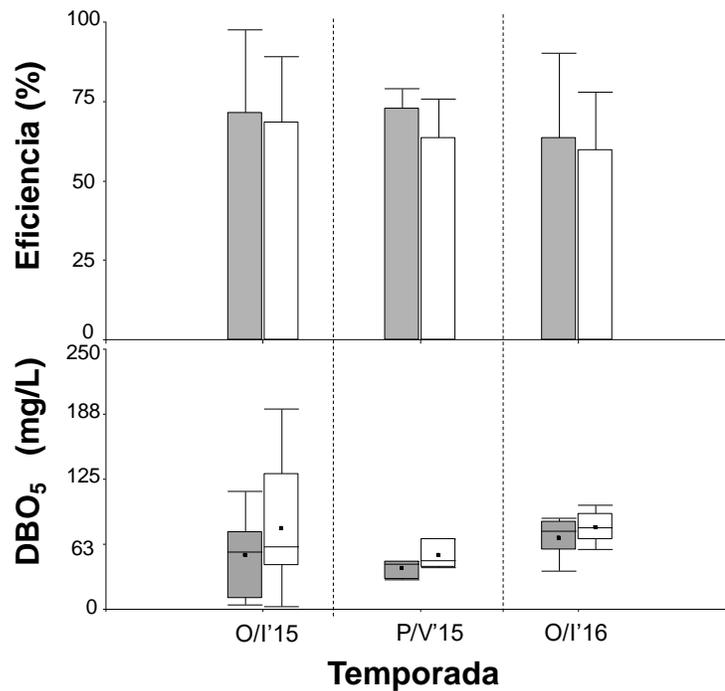
En este apartado se presentan los resultados encontrados para las eficiencias de eliminación de ambos HFHSS durante la temporada de estudio. Para cada parámetro analizado se muestran las eficiencias de eliminación (% - gráfico de barras) y concentraciones en el efluente (mg/L - gráfico de cajas).

#### 5.3.1 Materia orgánica y sólidos

Las concentraciones obtenidas en los efluentes de las dos unidades de HFHSS para DBO<sub>5</sub>, muestran valores que variaron entre 28 – 130 mg/L, obteniéndose concentraciones medias de 55 y 66 mg/L para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. A su vez, las concentraciones de DBO<sub>5</sub> resultaron un 21% y 40% mayores en la temporada O/I'16 con respecto a la temporada O/I'15 y P/V'15, respectivamente. Ambas configuraciones de HFHSS no presentaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) en las concentraciones de sus efluentes a lo largo de las temporadas de estudio.

La Figura 17, indica eficiencias de eliminación promedio de DBO<sub>5</sub> del 68% y 64% para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Siendo las temporadas O/I'15 y P/V'15 las que presentaron un 13% y 11% mayores eficiencias con respecto a O/I'16 en ambos HFHSS, respectivamente. Lo mencionado anteriormente se podría explicar, debido a que durante la temporada O/I'16 se presentaron menores temperaturas (17% menor respecto a O/I'15 y 31% menor respecto a P/V'15) (ver Figura 12) pudiendo ejercer un efecto en las comunidades microbianas, afectando la eficiencia de eliminación para esa temporada (García *et al.*, 2010). Por otra parte, esta deficiencia en la eliminación de DBO<sub>5</sub> para la temporada O/I'16 se debe a que los sistemas de HFHSS en esa temporada trabajaron con cargas orgánicas de 6,7 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d, excediendo en un 13% el límite recomendado (5,9 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d) para HFHSS con tratamiento primario de 0,5 m de profundidad (García *et al.*, 2004).

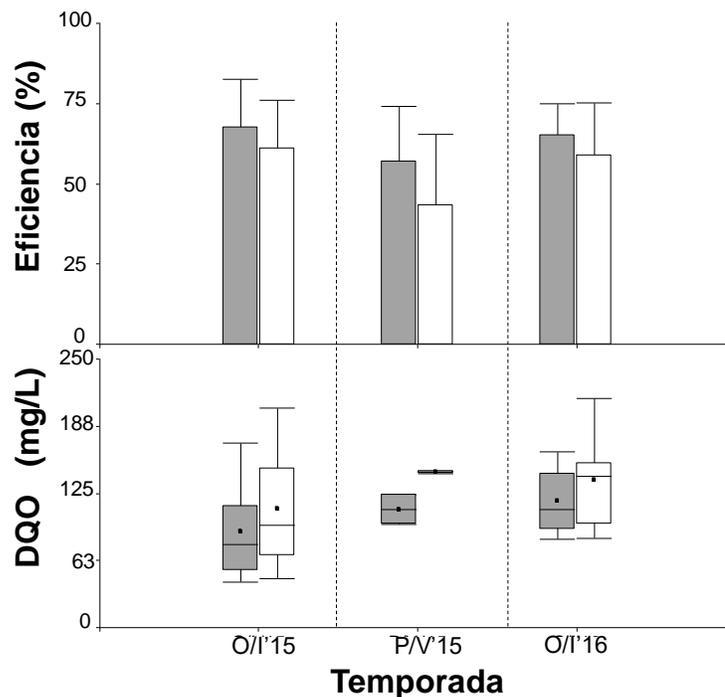
Las eficiencias de eliminación promedio de  $\text{DBO}_5$  obtenidas para todas las temporadas de estudio (60 – 73%) son menores a los rangos (76 - 90%) reportados por otros autores que han trabajado con plantas ornamentales (Zurita *et al.*, 2009; Calheiros *et al.*, 2015). Esto se debe a que se trabajó con cargas orgánicas (3,9 – 9,6  $\text{g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ) superiores a lo recomendado en literatura (5,9  $\text{g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ) (García *et al.*, 2004). Cabe señalar que HFHSS-Cyp/Zant (policultivo) presentó un 3%, 9% y 5% mayor eficiencia en comparación a la configuración en monocultivo para las temporadas O/I'15, P/V'15, O/I'16, respectivamente.



**Figura 17.** Eficiencias de eliminación y concentraciones de  $\text{DBO}_5$  en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

En la Figura 18 se muestran las eficiencias de eliminación y las concentraciones de DQO en el efluente de cada HFHSS. Se obtuvieron concentraciones promedio entre 90 – 145 mg/L, con eficiencias de eliminación bajo el 70% para todas las temporadas. Las concentraciones medias evaluadas para las temporadas O/I'15, P/V'15 y O/I'16 presentaron valores de 90, 110, 118 y 111, 145, 137 mg/L en el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente.

En la temporada P/V'15 el HFHSS-Cyp/Zant presentó eficiencias de hasta un 14% mayor que HFHSS-Cyp, mientras que para la temporada de O/I en ambos años presentó eficiencias 6% superiores. Las diferencias entre las concentraciones en los efluentes de cada HFHSS y las temporadas de monitoreo no mostraron ser estadísticamente significativas ( $p > 0,05$ ).

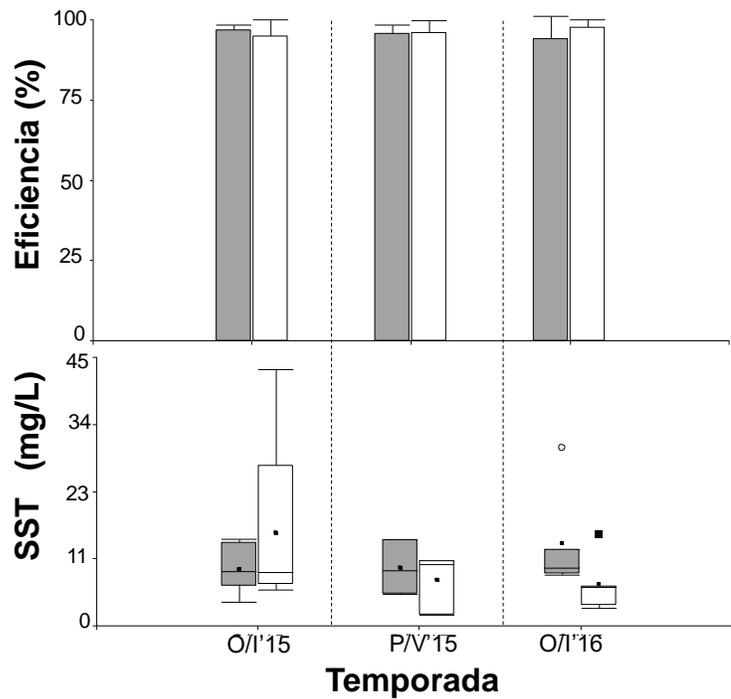


**Figura 18.** Eficiencias de eliminación y concentraciones de DQO en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de

otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

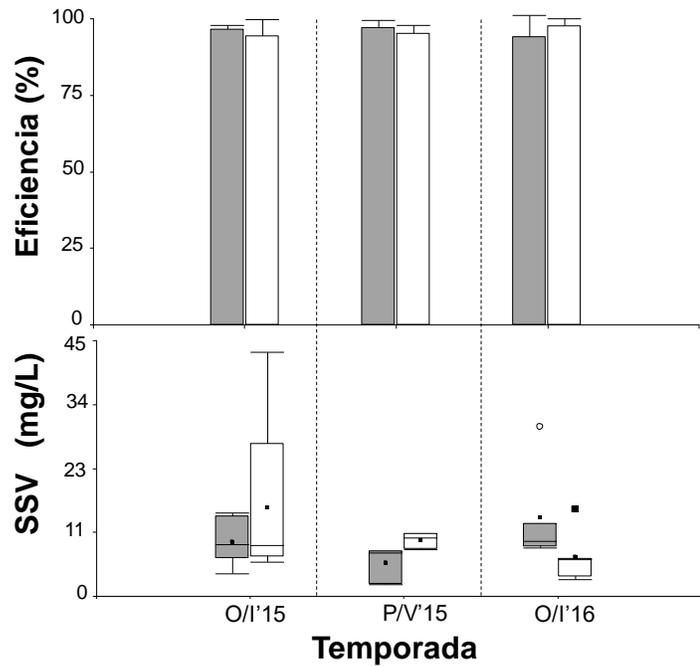
La eficiencia obtenida de los sistemas de HFHSS, establece para DQO valores promedios entre 43 – 67%. Estas eficiencias son en promedio un 29% menor a las determinadas por autores que trabajaron con plantas ornamentales (*Zantedeschia aethiopica*, *Agaphantus africanus*, *Canna indica*) en HFHSS (77 – 90%) (Zurita *et al.*, 2009; Calheiros *et al.*, 2015).

En lo que respecta a las concentraciones y eficiencias de eliminación de SST en el efluente de cada HFHSS (Figura 19), se observan concentraciones promedios de 13,9 y 7,0 mg/L para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. El HFHSS-Cyp, en la temporada O/I'16 presentó concentraciones promedios 50 y 56% superiores con respecto a P/V'15 y O/I'15, respectivamente. Por su parte, las eficiencias de eliminación se presentaron en el rango de 94 – 98%, con concentraciones promedios menores a los 16 mg/L durante todo el tiempo de monitoreo. Las eficiencias de eliminación para SST obtenidas se encuentran dentro del rango reportado por diversos autores (45-95%) (Caselles-Osorio *et al.*, 2007; Zurita *et al.*, 2009; Vymazal 2011; Pedescoll *et al.*, 2013).



**Figura 19.** Eficiencias de eliminación y concentraciones de SST en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

La Figura 20 presenta las eficiencias de eliminación y las concentraciones de SSV en el efluente de cada HFHSS. Las eficiencias de eliminación para este parámetro fueron similares (variación 1%) a la obtenidas para SST. En lo que respecta al análisis temporal, se obtuvo un 30% mayor concentración en los efluentes de O/I'15 y O/I'16 con respecto a P/V'15, dónde la concentración media en la temporada P/V'15 fue de 6 y 10 mg/L para HFHSS-Cyp/Zant y HFHS-Cyp, respectivamente. Se obtuvieron concentraciones medias inferiores a los 16 mg/L durante todo el período de monitoreo con eficiencias de eliminación promedio del 96%.



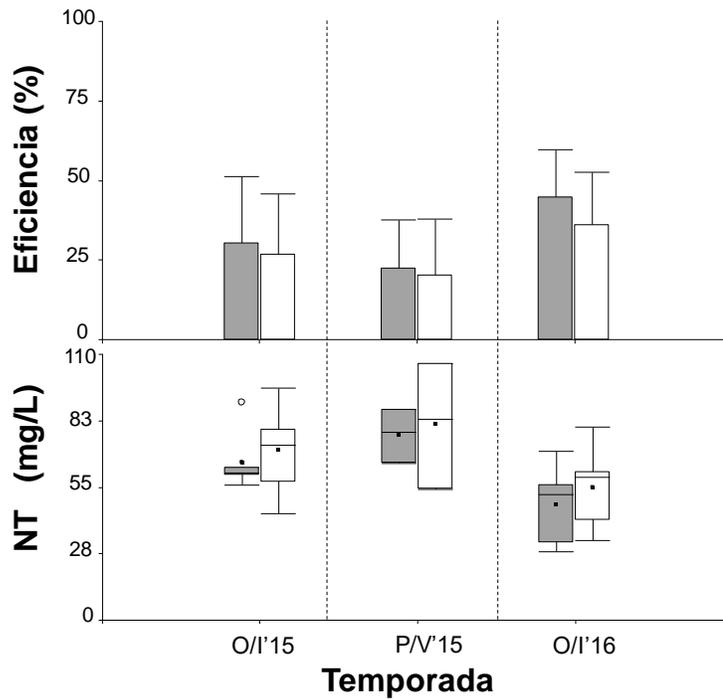
**Figura 20.** Eficiencias de eliminación y concentraciones de SSV en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

Las tasas de eliminación de sólidos obtenidas del sistema de HFHSS, se pueden explicar por las cargas de sólidos aplicadas durante todo el periodo de monitoreo (5,9-19,1 gSST/m<sup>2</sup>·d), ya que éstas se encuentran por debajo de los 20 gSST/m<sup>2</sup>·d (USEPA ,2000). Sin embargo, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ), tanto en las eficiencias de eliminación como en las concentraciones de SST y SSV en los efluentes de los distintos HFHSS. Esta diferencia se debe a que en la temporada O/I'16, las eficiencias de eliminación de SST y SSV disminuyeron a un 81%. En esta temporada la planta piloto tuvo problemas con el equipo de bombeo, por lo tanto, al poner en marcha nuevamente el sistema pudo haber ocurrido re-suspensión de los sólidos concentrados en tuberías y lechos.

### 5.3.2 Nutrientes

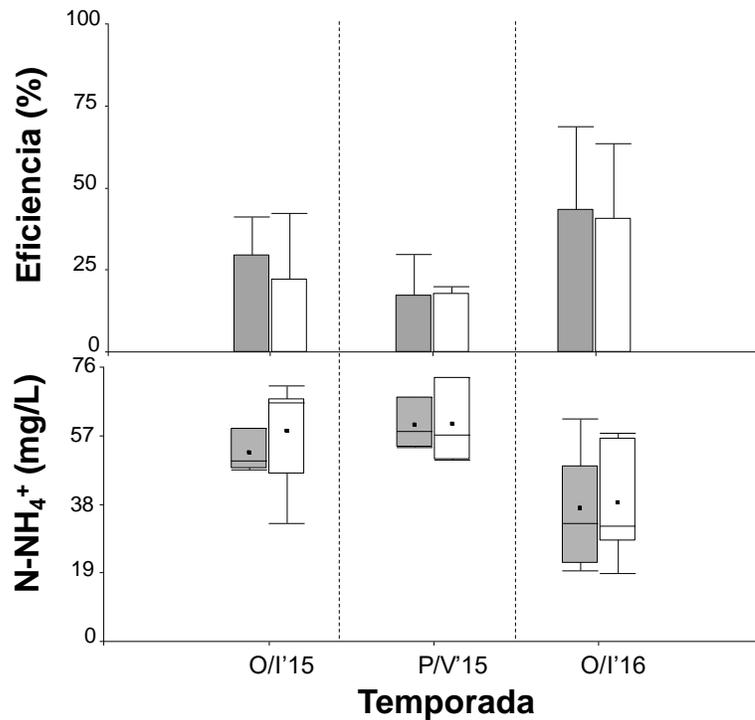
En lo que respecta a las concentraciones y eficiencias de eliminación para NT entre nutrientes, en la Figura 21 se observan promedios de eliminación para NT entre los rangos 22 – 45% para HFHSS-Cyp/Zant y 20 - 36 % para HFHSS-Cyp, con concentraciones medias menores a los 80 mg/L en ambas configuraciones de HFHSS. En la temporada O/I'16 para el HFHSS-Cyp/Zant se obtuvo un 33% y 51% mayor eliminación que en las temporadas O/I'15 y P/V'15, respectivamente. A su vez, para el HFHSS-Cyp en esa misma temporada, se reportó eficiencias de eliminación un 25% y 44% mayor con respecto a la temporada O/I'15 y P/V'15, respectivamente. Esta diferencia puede explicarse, por la etapa operativa de puesta en marcha en la que se encontraba el sistema el año 2015, dónde la cobertura de las especies ornamentales fue del 34% para el HFHSS-Cyp/Zant y 57% para HFHSS-Cyp (López, 2016), por lo tanto, el sistema de HFHSS no es capaz de asimilar y/o transformar el nitrógeno debido al menor desarrollo de biomasa microbológica y biomasa asociada a las plantas (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

La eficiencia de eliminación para NT obtenida en esta tesis en el HFHSS-Cyp/Zant fue un 18% menor a lo reportado por Zurita *et al.*, (2008) (51,7%) en HFHSS con policultivos de plantas ornamentales. Sin embargo, esta diferencia se puede deber a las especies ornamentales (*Strelitzia reginae*, *Anturium andreanum* y *Agapanthus africanus*) y al influente utilizado por Zurita, que posee una concentración de NT un 70% menor respecto a la concentración promedio del influente (94,8 mg NT/L) utilizado en este estudio.



**Figura 21.** Eficiencias de eliminación y concentraciones de NT en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

En la Figura 22 se muestran las concentraciones y eficiencias de eliminación obtenidas para el  $N-NH_4^+$  en ambas configuraciones de HFHSS para la temporada de estudio analizada. Se reporta una tasa de eliminación 17 – 43%, con concentraciones promedio en sus efluentes de ambas configuraciones de 55, 60 y 38 mg/L para las temporadas O/I'15, P/V'15 y O/I'16, respectivamente.



**Figura 22.** Eficiencias de eliminación y concentraciones de  $N-NH_4^+$  en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

En la Temporada O/I'16 se alcanzaron eficiencias de eliminación del 43% y 41% para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Estos valores fueron un 2 - 4% menor a los reportados por Zurita *et al.*, (2008), quién trabajó con eficiencias de eliminación del 45% en HFHSS con plantas ornamentales. Cabe mencionar que la temporada O/I'15 presentó un 31% mayor eficiencia de eliminación en comparación a la temporada P/V'15. Esta diferencia puede explicarse debido a que las tasas de eliminación  $N-NH_4^+$  están influenciadas por fenómenos de adsorción del medio de soporte. La grava instalada al inicio de operación aportó en la fijación de este ion durante esa temporada (Plaza de los Reyes *et al.*, 2011). No obstante, el  $N-NH_4^+$  puede ser devuelto al sistema

rápidamente si el medio de soporte no presenta las características apropiadas (Vymazal, 2007).

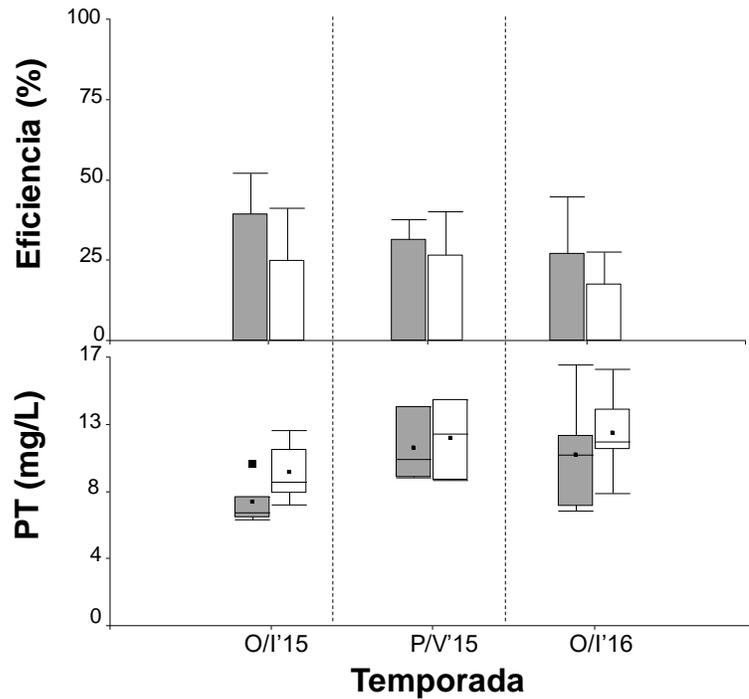
Además, la temporada O/I'16 presentó mayores eficiencias de eliminación de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (41 – 43%) que las temporadas analizadas en el año 2015 (17 – 29%). Esto se explica debido a que en O/I'16, las concentraciones de OD fueron un 63% mayores con respecto a la temporada P/V'15 (Figura 16). Debido a este factor, puede haber un mayor consumo de OD en el sistema en la temporada P/V'15 limitando la nitrificación y por ende conduciendo a la disminución en la eficiencia de eliminación de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Vymazal, 2007).

En la Figura 23 se muestran las concentraciones y eficiencias de eliminación obtenidas para el PT en ambas configuraciones de HFHSS para la temporada de estudio analizada. Se obtuvieron eficiencias de eliminación promedio entre los rangos 27 – 39% y 17 – 26% para el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Las concentraciones promedios en O/I'15 (8 -10 mg/L) fueron 28 y 17% menores con respecto a P/V'15 y O/I'16 para el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente.

Se observa una disminución de las eficiencias de eliminación para PT tras 1 año de operación, donde la temporada O/I'16 obtuvo eficiencias de eliminación 10 y 7% menor con respecto O/I'15 y P/V'15, respectivamente. Dicho fenómeno se explica debido a que en un inicio la grava recién instalada participa activamente en los fenómenos de adsorción, sin embargo, transcurrido un tiempo la grava comienza a saturarse, ya que este materia de soporte contiene bajas concentraciones de Fe, Al y Ca, lo que se traduce en una disminución de los procesos de precipitación y adsorción de fósforo (Vohla *et al.*, 2011).

Zurita *et al.* (2008) reportó eficiencias de eliminación para PT del 35,8% en HFHSS operados con planta ornamentales. Lo que corresponde a un 3% menor

a lo obtenido para el HFHSS-Cyp/Zant y 10% mayor a lo obtenido para el HFHSS-Cyp en la temporada O/I'15.

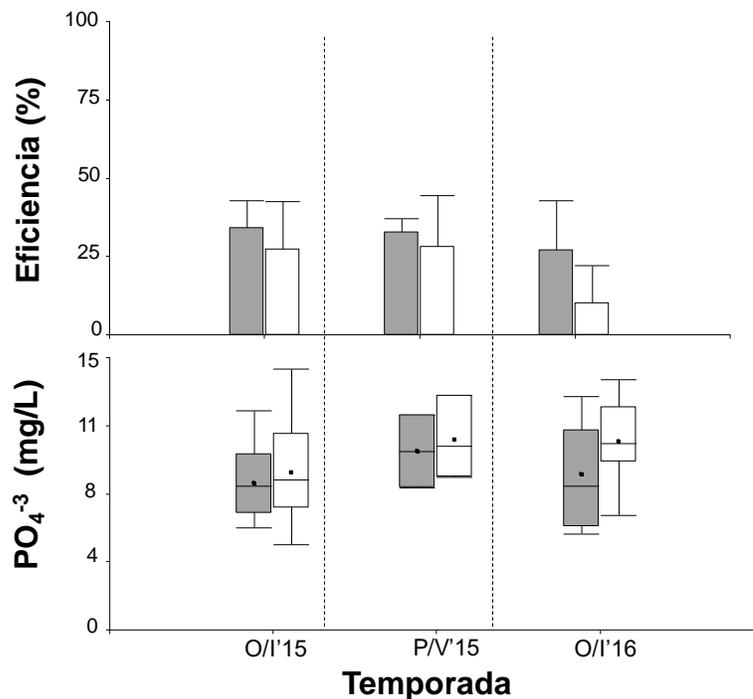


**Figura 23.** Eficiencias de eliminación y concentraciones de PT en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

En la Figura 24 se muestran las concentraciones y eficiencias de eliminación obtenidas para el  $PO_4^{-3}$  en ambas configuraciones de HFHSS para la temporada de estudio analizada. El comportamiento de este parámetro fue similar a lo obtenido para el PT, donde se observa una disminución promedio del 13% de las eficiencias de eliminación tras 1 año de operación.

Se alcanzaron eficiencias de eliminación de PT promedio entre 27 – 34% para HFHSS-Cyp/Zant y 10 - 28 % para HFHSS-Cyp, con concentraciones medias

de 9 y 10 mg/L respectivamente. El rango obtenido es muy inferior a la eficiencia reportada (92%) por Calheiros *et al.*, (2009) en HFHSS operados con policultivos de plantas ornamentales.



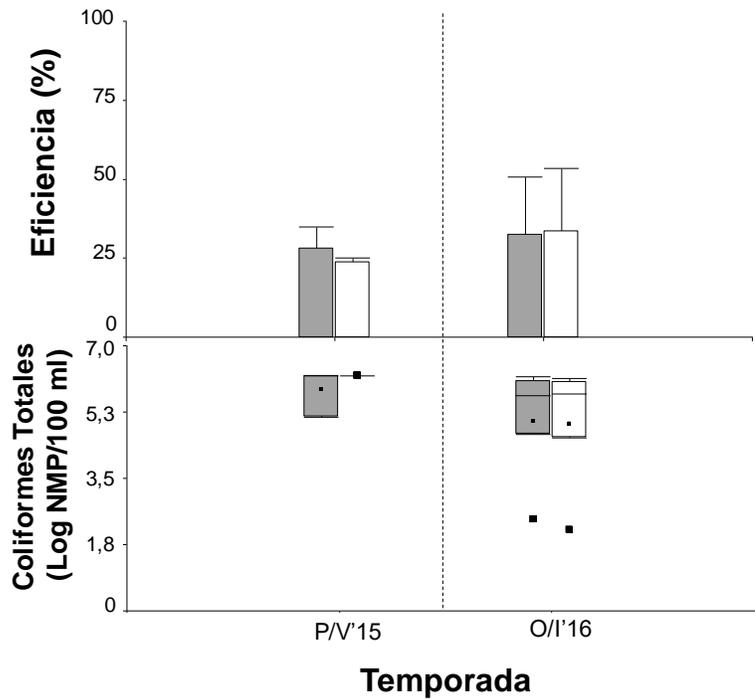
**Figura 24.** Eficiencias de eliminación y concentraciones de  $\text{PO}_4^{-3}$  (mg/L) en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

El HFHSS-Cyp/Zant presentó eficiencias promedios de  $\text{PO}_4^{-3}$  un 7%, 5% y 17% mayores con respecto al HFHSS-Cyp en las temporadas O/I'15, P/V'15 y O/I'16, respectivamente.

No se observaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ), tanto en las eficiencias de eliminación como en las concentraciones de NT,  $\text{N-NH}_4^+$ , PT,  $\text{PO}_4^{-3}$  en los efluentes de los distintos HFHSS.

### 5.3.3 Patógenos

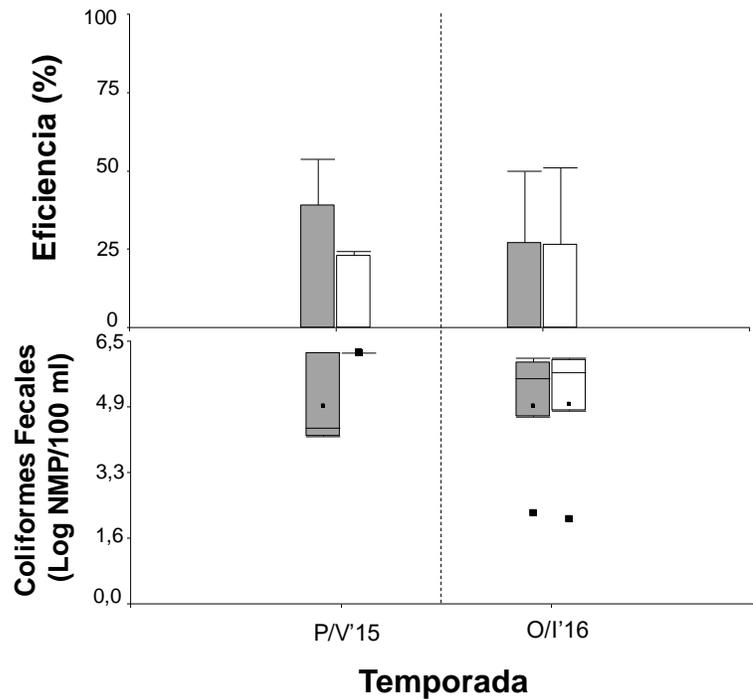
En la Figura 25 se muestran las concentraciones y eficiencias de eliminación obtenidas para los coliformes totales en ambas configuraciones de HFHSS para las temporadas de estudio P/V'15 y O/I'16. Se obtuvieron valores medios 5,4 y 5,6 unidades Log NMP/ 100 ml para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Las eficiencias promedios de eliminación logradas se encuentran entre el rango de 24 – 33%, valores menores a lo reportado por Zurita *et al.*, (2008), que logró eficiencias de eliminación de 92 y 93% para HFHSS con concentraciones en influente (6,6 log NMP/100 ml) y efluentes (5,2 y 5,4 log NMP/100 ml) en HFHSS plantado con especies ornamentales en monocultivo y policultivo, respectivamente. Lo anterior se puede deber a lo determinado por Decamp y Warren (2000), que han demostrado que las condiciones anaerobias, como las que prevalecen en HFHSS, prolongan la supervivencia de coliformes en 1 a 3 meses (Oakley, 2005). Esto es debido a que en condiciones aeróbicas hay una mayor abundancia de depredadores (García *et al.*, 2005). Además, se ha reportado que disminuciones de temperatura favorecen la sobrevivencia de coliformes por períodos de tiempo más largos, ya que las reacciones químicas se ralentizan (Zdragas *et al.*, 2000). Sin embargo, no se observa en este estudio, ya que la temporada O/I se logró una mayor eficiencia de eliminación (21%) respecto a PV.



**Figura 25.** Eficiencias de eliminación de CT en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

En la Figura 26 se muestran las concentraciones y eficiencias de eliminación obtenidas para los coliformes fecales en ambas configuraciones de HFHSS para las temporadas de estudio P/V'15 y O/I'16. Se obtuvieron valores medios en los efluentes de 4,9 y 5,5 unidades Log NMP/ 100 ml para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Similares valores se encontraron en efluentes de HFHSS plantados con especies macrófitas (*Juncus effusus*, *Scirpus validus* y *Typha latifolia*) en configuración de policultivo (4,68 Log NMP/ 100 ml) y monocultivo (4,6 – 5,8 Log NMP/ 100 ml) (Coleman *et al.*, 2000).

Las eficiencias promedios de eliminación de CF logradas se encuentran entre el rango 23 – 39%, logrando reducciones de 2 unidades logarítmicas.



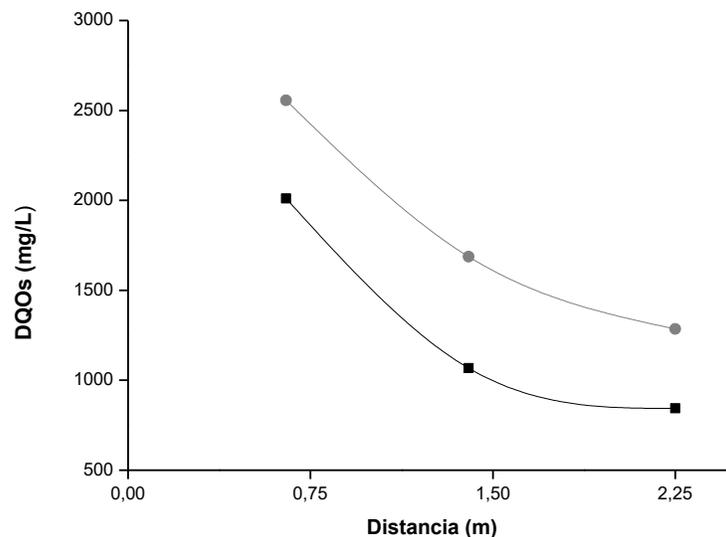
**Figura 26.** Eficiencias de eliminación de CF en los efluentes. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (□); O/I'15: temporada de otoño/invierno 2015; P/V'15: temporada de primavera/verano 2015; O/I'16: temporada otoño/invierno 2016.

#### 5.4 Perfil de degradación de los contaminantes en HFHSS

En las Figuras 27, 28 y 29 se evidencian las concentraciones de materia orgánica en forma particulada, disuelta y coloidal por zona a lo largo de cada HFHSS.

La Figura 27 muestra las concentraciones promedio de materia orgánica en forma particulada (DQOs) a lo largo de ambas configuraciones de HFHSS. Se encontraron concentraciones promedio de 2011, 1066, 843 mg/L para el HFHSS-Cyp/Zant y 2556, 1687, 1285 mg/L para HFHSS-Cyp en las zonas A, B y C, respectivamente. Dónde el HFHSS-Cyp presentó un 27%, 58% y 52%

mayor concentración de DQOs en comparación al HFHSS-Cyp/Zant en las zonas A, B y C, respectivamente.

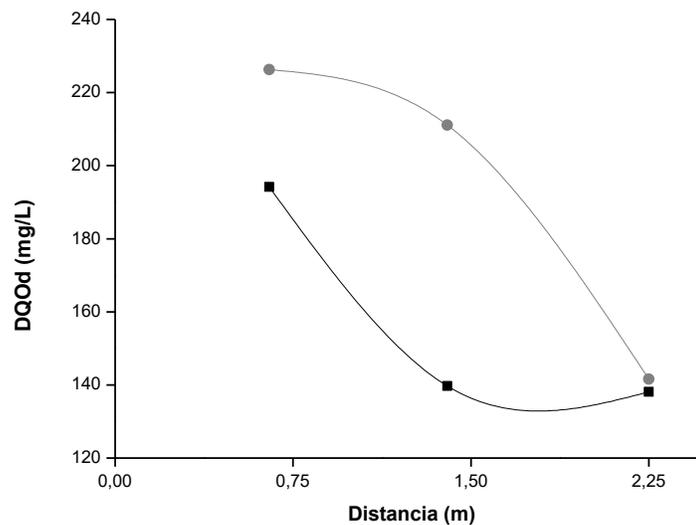


**Figura 27.** Concentración de materia orgánica en forma particulada (DQOs) (mg/L) por zona a lo largo del HFHSS. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (●).

Debido a las menores concentraciones (variación 21-37%) observadas en las zonas del HFHSS-Cyp/Zant respecto al HFHSS-Cyp, se cree que hay mayor hidrólisis de la materia orgánica particulada (MOP) en el HFHSS-Cyp/Zant, ya que al encontrarse en configuración de policultivo presenta una mayor biomasa de raíces, lo que permitiría una mayor retención de la MOP (Kadlec y Wallace, 2009; Tanner *et al.*, 1998).

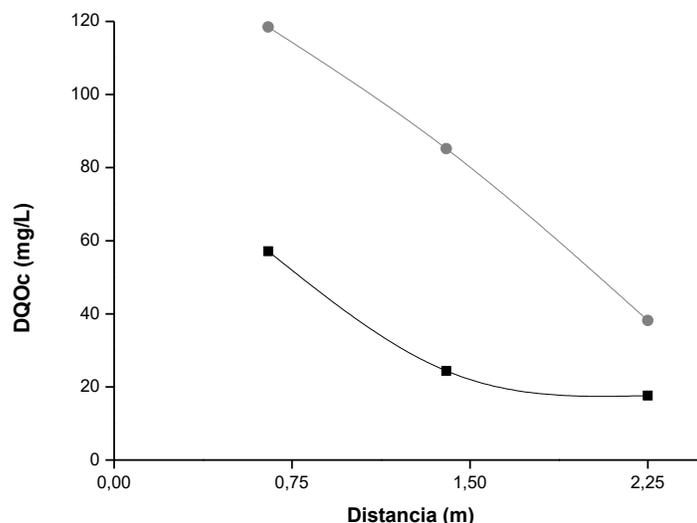
La Figura 28 muestra las concentraciones promedio de materia orgánica en forma disuelta (DQOd) a lo largo de ambas configuraciones de HFHSS. El HFHSS-Cyp/Zant presentó concentraciones de 194, 139 y 138 mg/L en las zonas A, B y C, respectivamente. A su vez el HFHSS-Cyp presentó concentraciones de 226, 211 y 141 mg/L en las zonas A, B y C,

respectivamente. El HFHSS-Cyp presentó un 16%, 51% mayor concentración de DQOd en comparación al HFHSS-Cyp/Zant en las zonas A y B, respectivamente. Sin embargo, las concentraciones de la zona C son similares (variación menor a 3%) en ambas configuraciones de HFHSS.



**Figura 28.** Concentración de materia orgánica en forma disuelta (DQOd) (mg/L) por zona a lo largo del HFHSS. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (●).

La Figura 29 muestra las concentraciones promedio de materia orgánica en forma coloidal (DQOc) a lo largo de ambas configuraciones de HFHSS. Se observaron concentraciones de 57, 24, 17 y 118, 85, 38 mg/L en las zonas A, B y C del HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Se evidencia que el HFHSS-Cyp presentó un 107%, 254% y 123% mayor concentración de DQOc en comparación al HFHSS-Cyp/Zant en las zonas A, B y C, respectivamente.

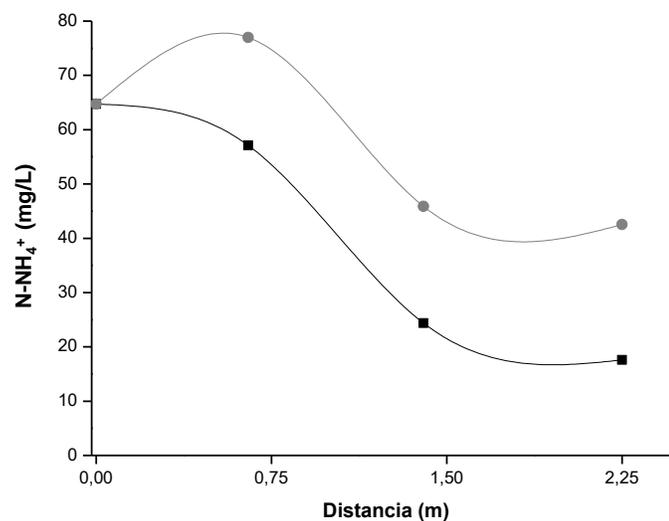


**Figura 29.** Concentración de materia orgánica en forma coloidal (DQOc) (mg/L) por zona a lo largo del HFHSS. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (●).

Los porcentajes de las fracciones de DQO obtenidas en las zonas de ambas configuraciones de HFHSS se encuentran entre 9 – 16% para la fracción disuelta (DQOd), 2 – 5% para la fracción coloidal (DQOc). Las proporciones encontradas en este estudio no difieren a las encontradas en aguas servidas municipales por Marani *et al.* (2004) y Caselles Osorio *et al.* (2007), quienes reportaron un 13 – 28%, 12-34% para la fracción disuelta y 3 -10%, 2-11% para la fracción coloidal, respectivamente.

En la Figura 30 se muestra el perfil de degradación del  $N-NH_4^+$  a lo largo de ambas configuraciones de HFHSS. Se encontraron concentraciones de 57, 24, 17 y 77, 46, 42 mg/L en las zonas A, B y C para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Específicamente para el HFHSS-Cyp se encontraron concentraciones un 33%, 87% y 147% superior en comparación al HFHSS-Cyp/Zant en las zonas A, B y C, respectivamente.

En la zona A del sistema HFHSS-Cyp se observa un aumento (18%) en la concentración (76,9 mg/L) con respecto al influente (64,7 mg/L). La eliminación de amonio se ve afectado por los niveles de oxígeno y el tipo de vegetación utilizada (Wallace *et al.*, 2000), por lo tanto, el HFHSS-Cyp al encontrarse en régimen de monocultivo, posee una menor biomasa de raíces lo que estaría afectando la eliminación de este contaminante en los primeros 0,75 m.

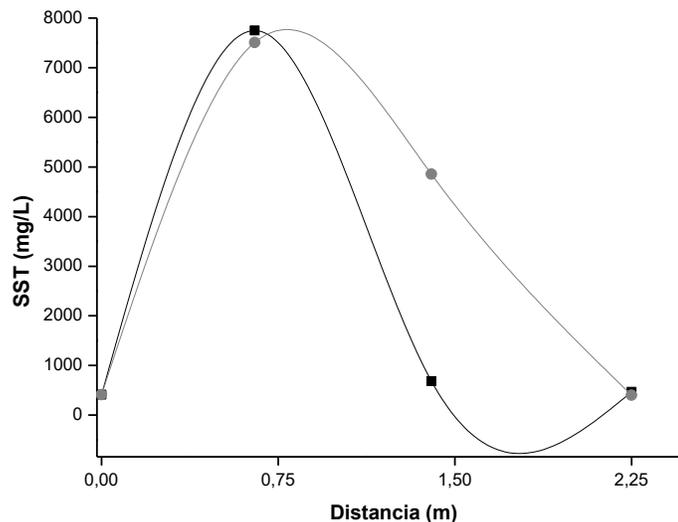


**Figura 30.** Perfil de degradación de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L) a lo largo de los HFHSS. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (●).

La Figura 31 se muestra el perfil de degradación de SST a lo largo de ambas configuraciones de HFHSS. Se encontraron concentraciones con variaciones menores a 15% en las zonas A (7750 y 7507 mg/L) y C (466 y 402 mg/L) en el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Sin embargo, la concentración en la zona B (4853 mg/L) del HFHSS-Cyp presenta un 525% mayor concentración de SST respecto al HFHSS-Cyp/Zant en esa misma zona.

A la entrada de los humedales (0,75 m) se observa en ambas configuraciones un aumento de hasta 18 veces la concentración del influente (411 mg/L). Esto se debe a que se operó con altas tasas de carga de SST en el rango 5,8 – 18,2

g SST/m<sup>2</sup> d, a su vez otros autores que han operado con cargas de 2,6 – 10 g SST/m<sup>2</sup> d y 2,2 – 7,3 g SST/m<sup>2</sup> d (Caselles Osorio *et al.*, 2007; Tanner *et al.*, 1998) han presentado el mismo fenómeno de acumulación de sólidos. Lo anterior se explica, ya que altas tasas de carga de SST son consistentes con altas tasas de acumulación de sólidos en los HFHSS (Caselles Osorio *et al.*, 2007). En ambas configuraciones de HFHSS está ocurriendo el fenómeno de colmatación en los primeros 0,75 m, que es uno de los mayores problemas operacionales en HFHSS (García *et al.*, 2010).

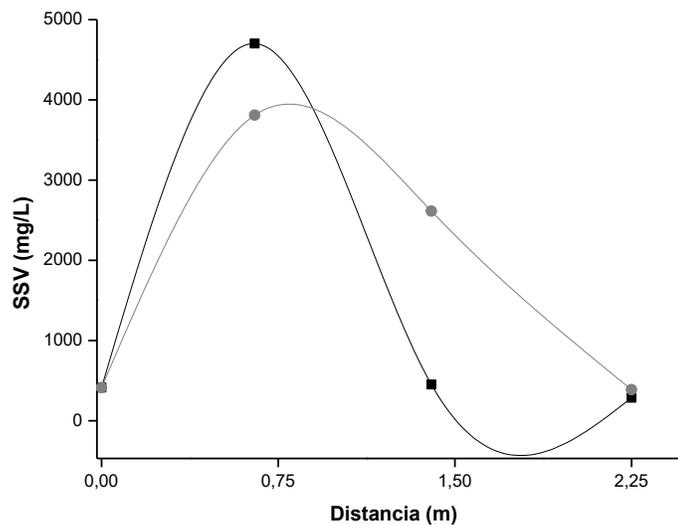


**Figura 31.** Perfil de degradación de SST (mg/L) a lo largo de los HFHSS. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (●).

En la Figura 32 se muestra el perfil de degradación de los SSV a lo largo de ambas configuraciones de HFHSS. Se encontraron concentraciones de 4701, 449 y 284 mg/L para HFHSS-Cyp/Zant y 3809, 2611 y 388 mg/L para HFHSS-Cyp en las zonas A, B y C, respectivamente. En lo que respecta al HFHSS-Cyp se encontraron concentraciones de hasta 5,7 y 1,3 veces superiores en comparación al HFHSS-Cyp/Zant en las zonas B y C, respectivamente.

En la zona A, el HFHSS-Cyp/Zant presentó un 81% mayor concentración de SSV en comparación al HFHSS-Cyp.

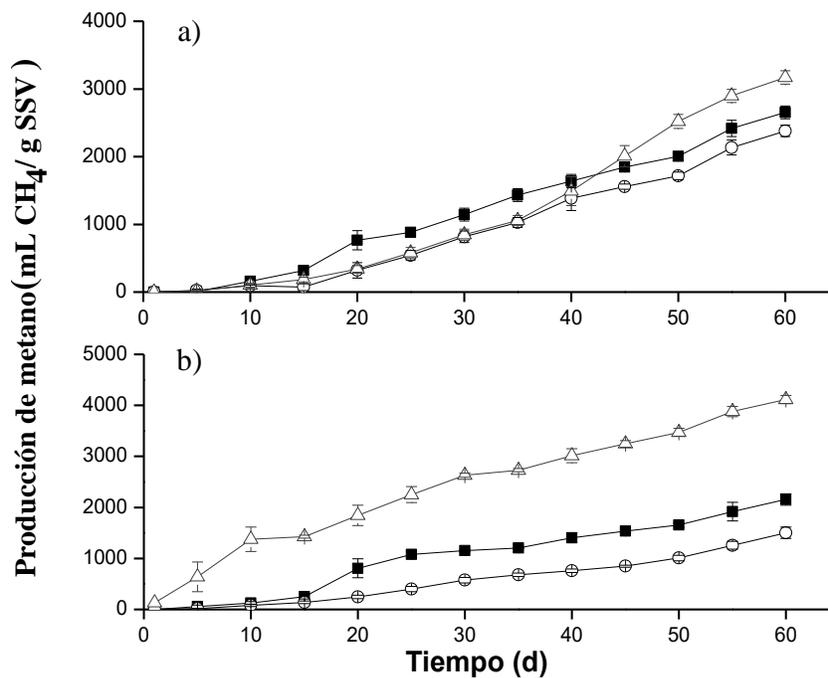
Se observa el mismo fenómeno que en los SST, dónde en los primeros 0,75 m hay un aumento de 11,4 y 9,2 veces la concentración respecto al influente (411 mg/L) para el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Este aumento se debe a las tasas en las que se operó (5,8 – 18,2 g SSV/m<sup>2</sup> d), provocando colmataciones de sólidos en la entrada del humedal.



**Figura 32.** Perfil de degradación de SSV (mg/L) a lo largo de los HFHSS. Donde, HFHSS-Cyp/Zant (■); HFHSS-Cyp (●).

## 5.5 Evaluación emisiones de metano en HFHSS

La Figura 33 muestra las curvas de producción específica de  $\text{CH}_4$  del ensayo realizado en temporada de O/I para determinar la actividad metanogénica máxima ( $\text{AME}_m$ ) de la biomasa adherida a la grava en cada zona (A, B y C) del HFHSS.



**Figura 33.** Producción de metano de la biomasa extraída de los HFHSS. Donde, a) HFHSS-Cyp/Zant; b) HFHSS-Cyp. Zona A (■); Zona B (○); Zona C (Δ).

De la biomasa proveniente del HFHSS-Cyp/Zant se observaron curvas de producción de metano entre los rangos 766 - 3169 ml  $\text{CH}_4/\text{g SSV}$ , mientras que para el HFHSS-Cyp las producciones varían entre 805 – 4115 ml  $\text{CH}_4/\text{g SSV}$ . A su vez, la producción de metano por zona, evidencia que la zona C en el HFHSS-Cyp/Zant, presentó un 19% y 33% mayores producciones de metano en comparación a las zonas A (2653,5 ml  $\text{CH}_4/\text{g SSV}$ ) y B (2380,3 ml  $\text{CH}_4/\text{g SSV}$ ).

SSV), respectivamente. Para el caso del HFHSS-Cyp, la zona C presentó un 90% y 170% mayores producciones de metano en comparación a las zonas A (2155,2 ml CH<sub>4</sub>/g SSV) y B (1503,4 ml CH<sub>4</sub>/g SSV), respectivamente. No se observaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre las AME de las distintas zonas en ambos HFHSS. Por otro lado, las emisiones estimadas en ambas configuraciones de HFHSS no coincidieron con los valores de AME, puesto que las emisiones se obtuvieron en el siguiente orden decreciente: Zona A > Zona B > Zona C.

En la Tabla 9 se muestra las emisiones de metano estimadas (mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d) y actividad metanogénica específica por zona en ambos HFHSS. Para el HFHSS-Cyp/Zant se estimaron emisiones de metano en el rango de 21220 – 35152 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d. A su vez, el HFHSS-Cyp se estimaron emisiones en el rango 16264 – 21234 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d. Las emisiones promedio obtenidas para el HFHSS-Cyp/Zant (28750 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d) fueron un 58% mayor respecto al HFHSS-Cyp (18180 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d). Lo anterior coincide con lo determinado por Wang *et al.*, (2013) quien reportó 93% mayores flujos de CH<sub>4</sub> en sistema de policultivo respecto a sistemas en monocultivo plantado con especies macrófitas. Al respecto, Wang *et al.* (2013) indica que valores de POR bajos en el sistema de policultivo indujeron la inhibición de metanotrofos aumentando la cantidad de metanógenos en el perfil de las plantas, reflejando una mayor contribución de CH<sub>4</sub>. A su vez, la máxima emisión en sistemas de policultivo reportada por Wang *et al.*, (2013) (5982,96 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d) es un 230% menor a las encontradas en este estudio con plantas ornamentales.

Por otra parte, las emisiones de metano son variables y muestran una clara relación con la temperatura y la densidad de la vegetación (López, 2016). Grünfeld y Brix (1999), encontraron que la presencia de macrófitas (*Phragmites australis*) atenúa la tasa de producción de metano en un 27%, aumentando la proporción de metano oxidado en un 11%. Lo anterior se refleja a lo obtenido en

este estudio, ya que en el HFHSS-Cyp/Zant se obtuvieron producciones promedio un 74% mayor a las obtenidas por López (2016) y Sepúlveda (2016), quienes encontraron producciones de metano promedio en el rango 485 – 16468 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d para *Phragmites australis*, respectivamente.

En adición, estudios previos han informado que los flujos de metano en HC que tratan aguas servidas van desde 50,4 – 16756 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d (Tanner *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 2008; Ugetti *et al.*, 2012; López, 2016; Sepúlveda, 2016), por lo tanto, la producción de metano estimada en la zona C del humedal en configuración de monocultivo (16264 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d) se encuentra dentro del rango reportado por literatura. Cabe mencionar que las emisiones de este estudio se estimaron a partir de ensayos de AME<sub>m</sub>, los cuales se llevaron a cabo en condiciones óptimas de temperatura (35°C), anaerobiosis, nutrientes (NH<sub>4</sub>Cl, MgSO<sub>4</sub>\*7H<sub>2</sub>O, CaCl<sub>2</sub>, NaHCO<sub>3</sub>) y sustratos (AGV) (Soto *et al.*, 1993). Por lo cual, estos valores se encuentran sobre estimados a lo que se encontraría *in situ* (Mander *et al.*, 2014).

Tras la realización del ensayo de AME<sub>m</sub> se observaron mayores producciones en la zona C de ambas configuraciones de HFHSS, sin embargo, al extrapolar estas producciones a las del humedal se estimaron mayores emisiones de metano en la zona de entrada del influente (zona A) (Ver Tabla 9). Esta diferencia se debe a que en el HFHSS-Cyp/Zant hay un 60% y 68% mayor biomasa (SSV) en la zona A respecto a las zonas B y C, respectivamente. A su vez, el HFHSS-Cyp presentó un 10% y 96% mayor biomasa (SSV) en la zona A respecto a las zonas B y C, respectivamente.

Cabe mencionar que la actividad metanogénica está directamente relacionada con la carga orgánica que entra al sistema, que es más alta en el ingreso a los HFHSS (García *et al.*, 2010).

**Tabla 9.** Emisiones de metano y actividad metanogénica específica.

HFHSS	Zona	Actividad específica (ml CH <sub>4</sub> /g SSV·d)	Actividad específica (mg CH <sub>4</sub> / g SSV· m <sup>2</sup> ·d)	Consumo específico (g DQO/g SSV·d)	SSV (g) por celda	Emisiones de metano estimados (mg CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> ·d)
<b>Cyp/Zant</b>	<b>A</b>	48,33 ± 2,27	30,45 ± 1,43	0,12 ± 0,01	5195,39	35152,80 ± 1650
	<b>B</b>	46,91 ± 3,40	29,56 ± 2,14	0,11 ± 0,01	3231,01	21220,96 ± 1540
	<b>C</b>	69,34 ± 31,62	43,68 ± 19,92	0,17 ± 0,08	3077,40	29874,24 ± 13623
<b>Cyp</b>	<b>A</b>	26,76 ± 13,24	16,86 ± 8,34	0,06 ± 0,03	5668,67	21234,09 ± 10505
	<b>B</b>	23,84 ± 6,14	15,02 ± 3,87	0,06 ± 0,01	5108,35	17049,13 ± 4389
	<b>C</b>	40,33 ± 7,86	25,41 ± 4,95	0,10 ± 0,02	2880,59	16264,39 ± 3170

## **5.6 Balance de masas en el HFHSS**

### **5.6.1 Balance Hídrico**

En la Tabla 10 se presenta el balance hídrico de las temporadas de estudio. Se observa una variación menor al 10% en el caudal de entrada a lo largo de las temporadas analizadas. La alimentación al HC fluctuó entre los 112 - 129 L/celda·d, con valores de carga hidráulica superficial que variaron en 3,8 mm/celda·d. La temporada l'15 presentó un 13% mayor influente respecto a la temporada l'16. A su vez, la temporada O'15 obtuvo un 6% menor carga hidráulica respecto a O'16.

Por su parte, la evapotranspiración es la combinación de dos procesos separados por los que el agua se pierde a través de la superficie del suelo por evaporación y otra parte mediante la transpiración del cultivo (FAO, 2006). Por lo tanto, los valores de temperatura influyen directamente en las tasas de ET, es decir, para la estación de primavera, donde las temperaturas promedio superan los 15°C (según datos meteorológicos del portal accuweather en la zona de Hualqui), las pérdidas fueron de 14 L/ celda·d. A su vez, para la estación de invierno se obtuvo pérdidas de 5 L/ celda·d, con promedios de temperatura de 10°C. Las precipitaciones presentaron variaciones de 13 – 66 L/ celda·d, con diferencias de un 43% mayor precipitación en la temporada O'16 con respecto a O'15 y 53% menor precipitación en l'16 con respecto a l'15.

Los parámetros mencionados anteriormente influyen en los caudales de salida de las temporadas analizadas. Específicamente esta influencia se ve reflejada en el caudal de salida para la temporada de invierno del año 2015 (190 L/ celda·d), debido a la alta tasa de precipitación (un 180% mayor respecto al promedio de PP en las otras temporadas analizadas) en contraste a la baja tasa de evapotranspiración (64% menor respecto P '15).

**Tabla 10.** Balance Hídrico por temporada en el HFHSS.

Temporada	CHS (mm/celda·d)	Parámetros (L/celda·d)			
		Entrada	ET	Precipitación (PP)	Salida
O'15	26,7	120	9	13	124
I'15	28,6	129	5	66	190
P'15	27,8	125	14	27	138
O'16	28,2	127	9	23	141
I'16	24,8	112	5	31	138

CHS: carga hidráulica superficial.

En sistemas de HC, el TRH está determinado por la superficie del sistema, la altura de la lámina de agua en la celda y la porosidad del sustrato (Reed *et al.*, 1995). Por lo tanto, las variaciones promedios (4 - 30%) en los caudales de salida obtenidos en las distintas temporadas de monitoreo indican diferentes TRH en ambas configuraciones de HFHSS. La Tabla 11 indica que se operó con TRH que varían entre los 4,9 – 8,1 y 5,9 – 8,2 d para HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Se ha reportado que mientras mayor sea el TRH mayor serán las eficiencias de eliminación para nutrientes (Sakadevan y Bavor, 1999). Ambas configuraciones de HFHSS operaron con TRH en el rango recomendado (4 a 15 d) por Vymazal y Kröpfelová (2008).

**Tabla 11.** Tiempo de retención hidráulico por temporada en ambas celdas de los HFHSS.

Temporada	TRH (d)	
	HFHSS-Cyp/Zant	HFHSS-Cyp
O'15	8,1	6,9
I'15	6,0	7,0
P'15	6,8	8,2
O'16	6,8	6,0
I'16	4,9	5,9

### 5.6.2 Balance de materia

Se realizó un balance general de masa para los 509 días de operación de la planta piloto de HC. En la Tabla 12 y 13 se muestran los balances de masa promedios para el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente.

De la Tabla 12, se puede evidenciar que el 61% de la materia orgánica, medida como DQO, quedó retenida o fue consumida por microorganismos. A su vez, el 67% de la materia orgánica biodegradable quedó retenida o fue consumida por microorganismos en el HFHSS en régimen de policultivo durante los 509 días de operación.

En lo que respecta a los sólidos, en este estudio se obtuvieron eficiencias de eliminación promedio superiores al 90% (Figuras 19 y 20), lo que se respalda con el balance realizado para sólidos, donde se observó tanto para SST como para SSV, un nivel de retención superior al 95%, permitiendo que solo un porcentaje menor al 5% saliera en el efluente, correspondiente a concentraciones menores a los 20 mg/L.

El balance de nutrientes establece que, para el nitrógeno total, el 17% corresponde a la retención dentro del humedal (adsorción del medio de soporte, asimilación por microorganismos) y un 5,9% es asimilado por las plantas que se encuentran en régimen de policultivo. A su vez, el balance de fósforo indica que la retención dentro del humedal (adsorción del medio de soporte, asimilación por microorganismos y/o precipitación química) corresponde a un 8%, mientras que un 6,2% es asimilado por las plantas. El valor de asimilación de nitrógeno obtenido en este estudio, es un 2,2% superior a lo determinado por Vymazal y Kröpfelová (2011) y Vohla *et al.* (2005), quienes reportan valores de asimilación en especies macrófitas de 3,7% del N que ingresa al HFHSS, sin embargo, el valor de asimilación de fósforo se encuentra dentro del rango reportado por los mismos autores (2,3 – 6,2%).

**Tabla 12.** Balance de materia (g) y eficiencia (%) para celda plantada en régimen de policultivo.

Parámetro	Entrada	Microorganismos y/o retención		Plantas		Salida (g)	
	g	g	%	g	%	g	%
DQO	17757	10878 ± 573	61			6878 ± 303	39
DBO <sub>5</sub>	11413	7632 ± 648	67			3781 ± 242	33
SST	22679	21947 ± 2590	97			732 ± 44	3
SSV	19580	18848 ± 1940	96			732 ± 44	4
NT	5150	855 ± 85	17	308 ± 97	6	3986 ± 238	77
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3933	776 ± 69	20			3157 ± 198	80
PT	723	59 ± 21	8	45 ± 14	6	619 ± 21	86
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	614	120 ± 34	20			494 ± 39	80

En la Tabla 13, se puede distinguir que el 52% de la materia orgánica, medida como DQO, quedó retenida o fue consumida por microorganismos. A su vez la materia orgánica biodegradable presenta una retención del 67% al interior del HFHSS en régimen de monocultivo, similar valor (variación menor al 1%) al obtenido para ese parámetro en la configuración de policultivo durante los 509 días de operación.

El balance de sólidos para el HFHSS en configuración de monocultivo presentó niveles de retención similares (variación del 1% en SST) a las obtenidas en el HFHSS en régimen de policultivo, donde tanto para SST como para SSV, el 96% de los sólidos que ingresan al humedal fueron retenidos.

En lo que respecta al balance de nutrientes, un 14% corresponde a la retención de nitrógeno dentro del humedal (3% menor a lo retenido por el HFHSS en régimen de policultivo). Además, sólo un 2% fue asimilado por la especie *Cyperus papyrus*, correspondiente a 80 g de N. El balance de fósforo indica que

que la retención dentro del humedal (adsorción del medio de soporte, asimilación por microorganismo y precipitación química) corresponde a un 1%, mientras que un 1,6% es asimilado por las plantas.

**Tabla 13.** Balance de materia (g) y eficiencia (%) para celda plantada en régimen de monocultivo.

Parámetro	Entrada	Microorganismos y/o retención		Plantas		Salida (g)	
	g	g	%	g	%	G	%
DQO	17757	9151 ± 896	52			8606 ± 463	48
DBO <sub>5</sub>	11413	7637 ± 715	67			3776 ± 239	33
SST	22679	21867 ± 2483	96			812 ± 165	4
SSV	19580	18737 ± 1897	96			843 ± 163	4
NT	5150	735 ± 59	14	80 ± 41	2	4334 ± 59	84
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3933	622 ± 72	16			3311 ± 192	84
PT	723	4 ± 21	1	12 ± 6	2	707 ± 21	97
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	614	13 ± 17	2			601 ± 18	98

Se ha reportado que el grado de adsorción del fósforo por parte del medio de soporte depende de la textura y tamaño del granulo, contenido de Fe y en menor medida el contenido de Al y Ca (García *et al.*, 2010). Los balances de fósforo fueron relativamente similares (variación del 7%) en ambas configuraciones de HFHSS donde el 86-98 % salió en el efluente a lo largo del tiempo de operación. Los bajos porcentajes (menores al 10%) de retención de fósforo obtenidos en ambas configuraciones de HFHSS se deben principalmente al medio granular. La grava (material de soporte utilizado), presenta una baja capacidad de adsorción de fósforo debido a que su contenido de Fe es de 0,8 % Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (Pedescoll *et al.*, 2011; Vera *et al.*, 2014). De acuerdo

a lo anteriormente mencionado queda en evidencia que la eliminación de fósforo depende más del tipo de medio de soporte que de las especies ornamentales utilizadas (Chung *et al.*, 2008).

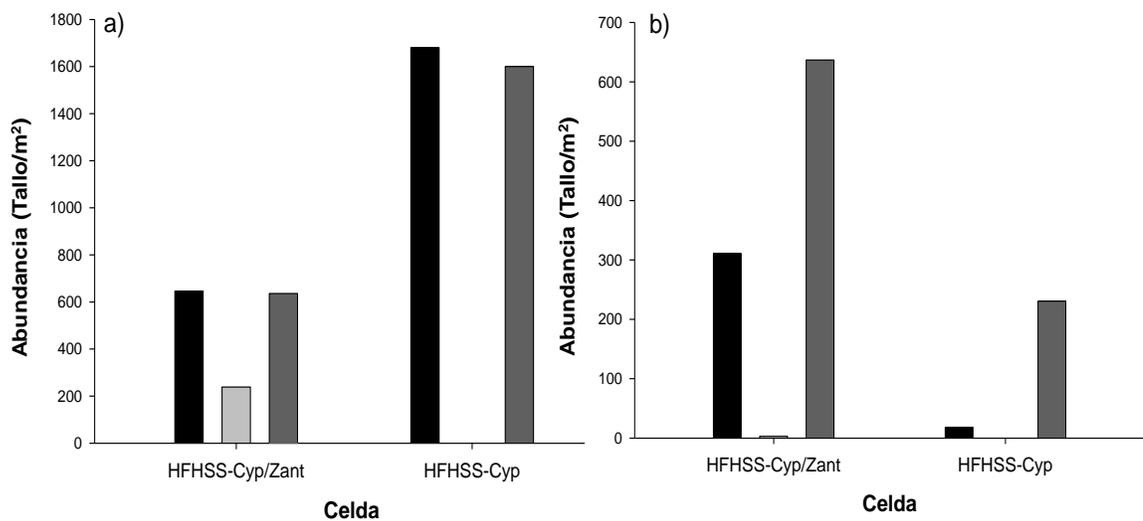
## **5.7 Evolución biomasa foliar en el HFHSS**

### **5.7.1 Medición de la abundancia y cobertura**

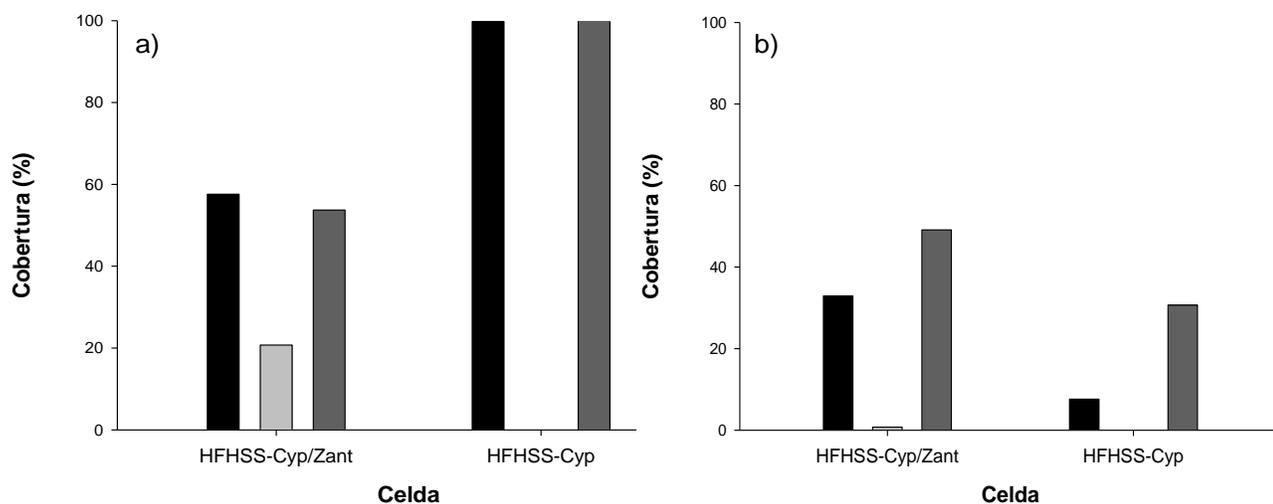
En las Figuras 34 y 35 se muestran la evolución de la abundancia (tallos/m<sup>2</sup>) y cobertura (%) de las especies ornamentales en cada zona de las celdas del HFHSS, respectivamente. En la temporada de otoño para el HFHSS-Cyp/Zant se obtuvo una abundancia de 636 y 645 tallos/m<sup>2</sup> en las zonas A y C, con coberturas de 57% y 53% respectivamente, mientras que la zona B presentó un 63% menor abundancia (239 tallos/m<sup>2</sup>). Para la finalización de este estudio, en la temporada de invierno hubo una disminución de la abundancia para la zona A, donde se encontraron 311 tallos/m<sup>2</sup>, con coberturas de 33%. En la zona C se encontró una abundancia de 637 tallos/m<sup>2</sup> y cobertura del 49% (4% menor cobertura a lo obtenido en otoño). En la zona B al finalizar este estudio sólo se encontraron 3 tallos/m<sup>2</sup> de la especie *Zantedeschia aethiopica*, correspondiente a cobertura del 1%. Cabe destacar que en el HFHSS- Cyp/Zant se contaron ambas especies en conjunto, no por separado, ya que se encuentran entremezcladas en un régimen de policultivo.

En lo que respecta al HFHSS-Cyp, para la temporada de otoño obtuvo una cobertura de 100% para las zonas A y C, lo que corresponde a una abundancia de vegetación de 1600 y 1680 tallos/m<sup>2</sup>, respectivamente. A su vez, la zona B no presentó cobertura vegetal. Para la temporada de invierno la cobertura disminuyó en un 8% y 31% para las zonas A y C, con abundancia de 18 y 231 tallos/m<sup>2</sup>, respectivamente.

Otras investigaciones han detectado alrededor de 72 tallos/m<sup>2</sup> en sistemas HFHSS plantados con *Cyperus* (Theophile *et al.*, 2011), lo que es acorde al rango encontrado (18 - 231 tallos/m<sup>2</sup>) al finalizar el estudio.



**Figura 34.** Abundancia de especies ornamentales en HFHSS. Donde, a) otoño (abril, 2016); b) invierno (agosto, 2016). HFHSS - Cyp/Zant: *Cyperus papyrus/Zantedeschia aethiopica*; HFHSS -Cyp: *Cyperus papyrus*. Zona A (■), Zona B (■), Zona C (■)



**Figura 35.** Porcentaje de cobertura de especies ornamentales en el HFHSS. Donde, a) otoño (abril, 2016); b) invierno (agosto, 2016). HFHSS - Cyp/Zant: *Cyperus papyrus/Zantedeschia aethiopica*; HFHSS -Cyp: *Cyperus papyrus*. Zona A (■), Zona B (■), Zona C (■).

### 5.7.2 Medición de biomasa

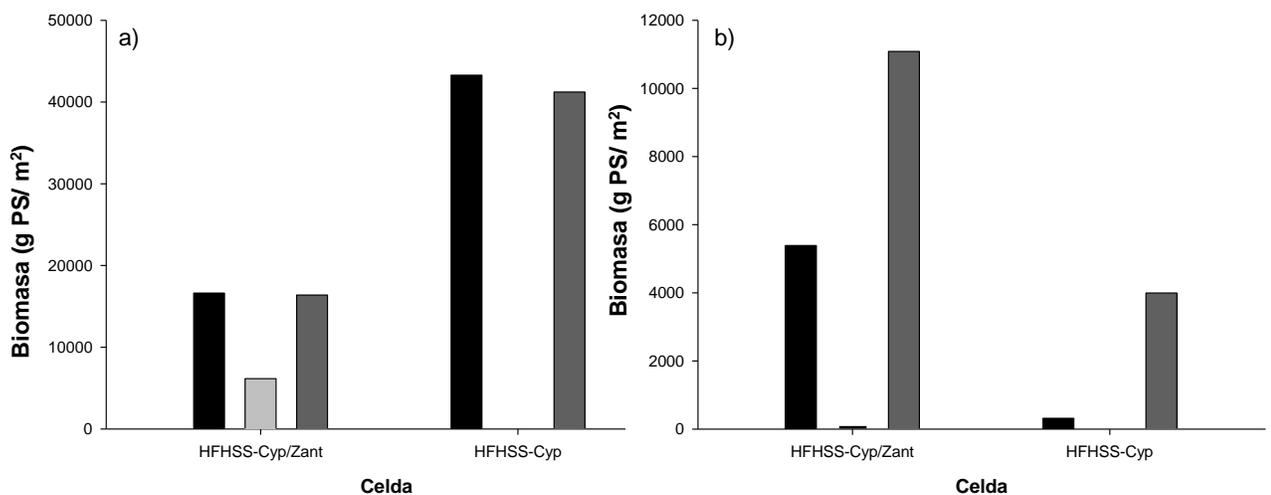
En la Figura 36 se presenta la evolución de la producción de biomasa en g de Peso Seco por metro cuadrado (g PS/m<sup>2</sup>) de vegetación en ambas configuraciones de HFHSS.

En la temporada de otoño el HFHSS-Cyp/Zant obtuvo en promedio una biomasa de 13051 gPS/m<sup>2</sup>, con producciones de 16625, 6153 y 16373 gPS/m<sup>2</sup> en las zonas A, B y C, respectivamente. A su vez, el HFHSS-Cyp obtuvo producciones de biomasa 43295 – 41233 gPS/m<sup>2</sup> en las zonas A y C, respectivamente. La zona B no presenta desarrollo de biomasa.

En la temporada de invierno, el HFHSS-Cyp/Zant presentó producciones de biomasa de 5386 y 11085 gPS/m<sup>2</sup> en las zonas A y C, respectivamente. La zona B presentó un valor de 9 gPS/m<sup>2</sup>, correspondiente a 3 individuos de la especie *Zantedeschia aethiopica*. Por otra parte, el HFHSS-Cyp presentó

producciones de 316 – 3996 gPS/m<sup>2</sup> en las zonas A y C, respectivamente. De la evolución de la biomasa podemos indicar que se redujo en un 68% y 96% la producción en el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente.

Los HFHSS plantados con especies ornamentales, presentan una producción de biomasa 46 - 85% mayor a lo reportado por López *et al.* (2015) y Vera (2012), quienes obtuvieron producciones de biomasa de 400 g PS/m<sup>2</sup> y 1300 - 1700 g PS/m<sup>2</sup> para especies macrófitas, respectivamente.



**Figura 36.** Producción de biomasa en celdas ornamentales del HFHSS. Donde, a) otoño (abril, 2016); b) invierno (agosto, 2016). HFHSS - Cyp/Zant: *Cyperus papyrus/Zantedeschia aethiopica*; HFHSS -Cyp: *Cyperus papyrus*. Zona A (■), Zona B (■), Zona C (■).

En ambas configuraciones de HFHSS se encuentra plantada la especie *Cyperus papyrus*. Existen investigaciones que han utilizado esta especie en HFHSS, logrando obtener una producción de biomasa de alrededor de 4700 g PS/m<sup>2</sup> (Theophile *et al.*, 2011), lo que concuerda con lo obtenido en este estudio para el HFHSS-Cyp (4312 g PS/m<sup>2</sup>).

Por otra parte, de acuerdo a las Figuras 34 y 35 se observa una tendencia a mayor desarrollo de las especies ornamentales en la zona C de los HFHSS, esto coincide con lo reportado por Jinadasa *et al.*, (2008) en especies macrófitas. Además, sugiere que la menor producción de biomasa en las zonas de entrada se debe a las altas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en esa zona. Respecto a esto, Clarke y Baldwin (2002) establecen que concentraciones mayores a 100 mg/L de  $\text{NH}_4^+$  inhiben el crecimiento de macrófitas.

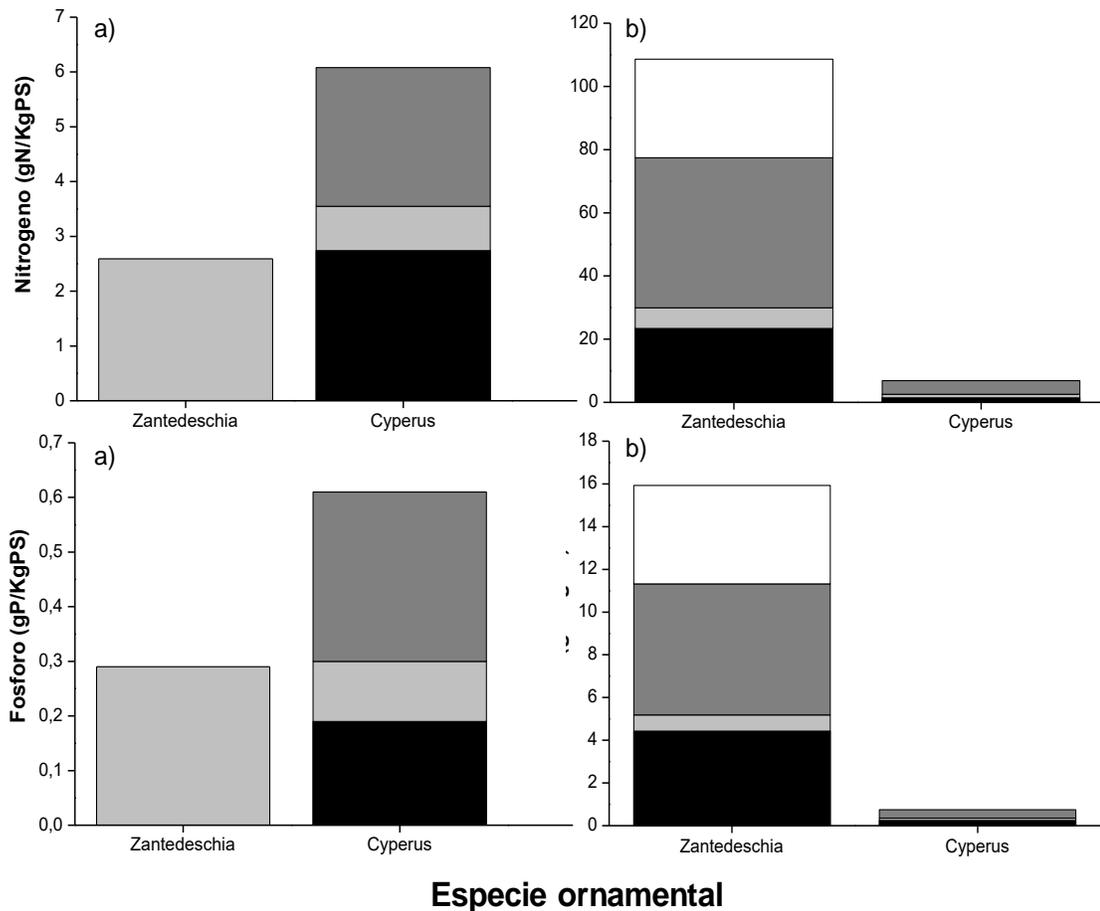
### **5.7.3 Medición capacidad de depuración de nutrientes**

Para la obtención de la capacidad de depuración de nutrientes se realizó un análisis foliar de tallo, raíz, hoja y flor de las plantas de las celdas del HFHSS, de esta manera determinar su aporte en la eliminación de nutrientes de las aguas servidas. Para el caso de *Cyperus papyrus*, se analizaron las variedades de tallo, raíz y flor. Por su parte, *Zantedeschia aethiopica* se analizó sólo la raíz para la temporada de otoño y para la temporada de invierno se analizaron las 4 variedades (tallo, raíz, hoja y flor). Los resultados se presentan en la Figura 37.

En lo que respecta a la temporada de otoño, se puede observar que la especie *Cyperus papyrus* obtuvo una asimilación de nitrógeno de 6,1 gN/kgPS. Cabe mencionar que la mayor cantidad de nutrientes asimilada fue por parte de la flor, alcanzando los 2,5 gN/KgPS. Para el caso del fósforo, la planta ornamental (*Cyperus papyrus*) en ambas configuraciones de HFHSS, obtuvo una asimilación de 0,6 gP/kgPS. Con respecto a la temporada de invierno se evidencia que la especie *Cyperus papyrus* presentó una asimilación de nitrógeno de 6,88 g N/kg PS y de fósforo de 0,76 g P/kg PS, siendo la variante flor capaz de asimilar 63% y 53% del total de nitrógeno y fósforo asimilados por la especie. Al respecto Abou-Elela, (2013) encontró que *Cyperus papyrus* asimiló 14,7 g N/kg PS, lo cual es 53% superior a lo encontrado en este trabajo. Respecto a lo anterior, se ha encontrado en literatura que la especie *Cyperus papyrus* posee un gran potencial en la asimilación de nutrientes debido a la

permeabilidad de sus raíces delgadas que permiten una gran interacción raíz-agua, aportando 28,5% y 11,2%, respectivamente, del total de N y P eliminado por el sistema (Kyambadde *et al.*, 2005).

En el caso de *Zantedeschia*, tal como se observa en la Figura 37, para la temporada de otoño, la raíz obtuvo una asimilación de nitrógeno y fósforo de 2,5 gN/kgPS y 0,29 gP/kgPS, respectivamente. No se realizó un análisis foliar de la flor del género *Zantedeschia*, ya que en el momento de la toma de muestras ésta no se encontraba florecida. Para la temporada de invierno *Zantedeschia* presentó una asimilación de nitrógeno de 108,7 g N/kg PS, distribuyéndose en un 6% para la variedad raíz (6,5 g N/kg PS), 21% para la variedad tallo (23,4 g N/kg PS), 44% para la variedad flor (47,5 g N/kg PS) y 29% para la variedad hoja (31,27 g N/kg PS). A su vez la asimilación del fósforo fue de 15,9 g P/kg PS, presentando distribuciones de un 5% para la variedad raíz (0,75 g P/kg PS), 28% para la variedad tallo (4,4 g P/kg PS), 39% para la variedad flor (6,14 g P/kg PS) y 29% para la variedad hoja (4,61 g P/kg PS). Las asimilaciones obtenidas en ambas temporadas analizadas indican para la variedad raíz, un 60% mayor asimilación de nitrógeno y fósforo para la temporada de invierno respecto a la de otoño. Se ha reportado que la asimilación de los nutrientes se da principalmente en las flores (Clark y Bolding, 1991), lo que concuerda con este estudio, ya que la variante flor fue capaz de asimilar 44% y 39% del total de nitrógeno y fósforo asimilado por la especie *Zantedeschia aethiopica*. A su vez, en esta investigación se encontraron valores promedio 37% y 27% superiores para nitrógeno y fósforo a los reportados por Clark y Bolding, (1991) quien obtuvo una asimilación de 25,5 – 34,7 g N/kg PS y fósforo de 4,1 – 4,9 g P/kg PS en la flor del género *Zantedeschia*.

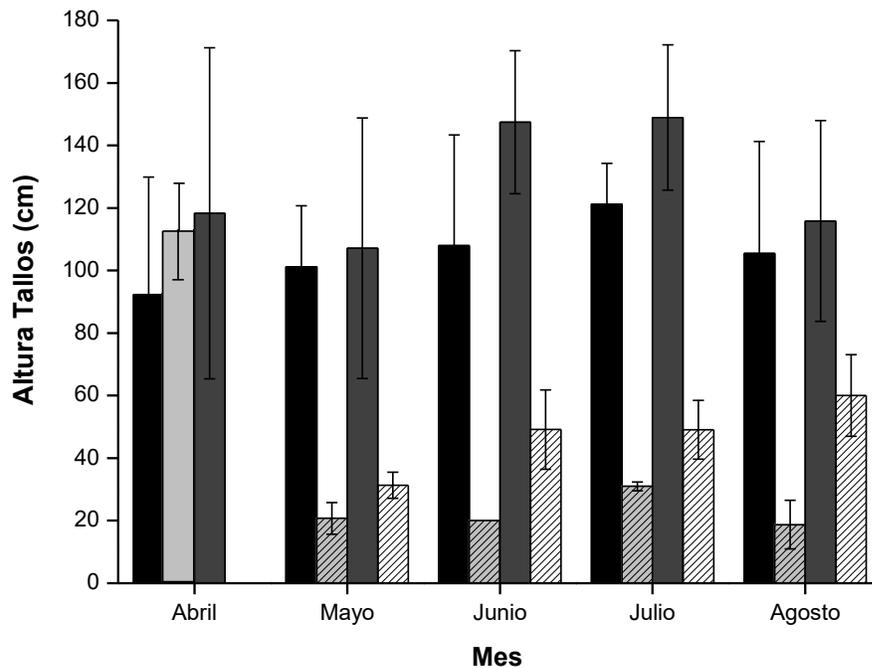


**Figura 37.** Contenido de nitrógeno y fósforo en especies ornamentales. Donde, a) otoño (abril, 2016); b) invierno (agosto, 2016). Tallo (■), Raíz (■), Flor (■), Hoja (□).

#### 5.7.4 Medición altura de tallos

Las Figuras 38 y 39 presentan las alturas promedio de tallos de las especies presentes en los HFHSS. En lo que respecta al HFHSS-Cyp/Zant, presentó una altura promedio de tallos para *Zantedeschia aethiopica* de 45,8 cm, mientras que *Cyperus papyrus* obtuvo un promedio de 133,9 cm de largo. En la zona C, la especie *Cyperus papyrus* obtuvo rangos de altura de tallos de 107 – 148 cm y promedio de altura de tallos un 17 y 82% mayor respecto a las observadas en la zona A y B, respectivamente. A su vez, la especie *Zantedeschia aethiopica* en

la zona C presentó alturas de tallos en el rango de 31 – 60 cm, con promedio de altura de tallos un 53% mayor respecto a las observadas en la zona B. El valor promedio de altura de tallos (47, 4 cm) conseguido se encuentran por debajo del promedio obtenido por Zurita *et al.* (2008) para *Zantedeschia aethiopica*, quién reportó alturas de tallos de 75,2 cm.

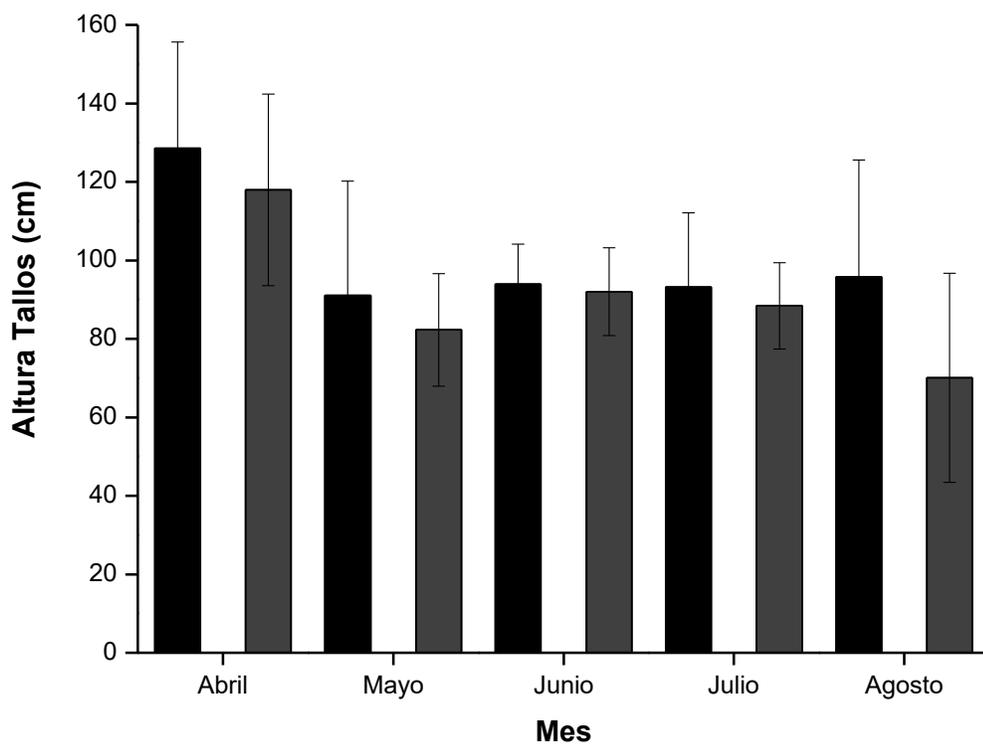


**Figura 38.** Altura promedio de tallo en celda HFHSS-Cyp/Zant. Zona A (■), Zona B – altura tallo *Cyperus* (■), Zona B - altura tallo *Zantedeschia aethiopica* (▨), Zona C – altura tallo *Cyperus papyrus* (■), Zona C – altura tallo *Zantedeschia aethiopica* (▩).

El HFHSS-Cyp alcanzó una altura promedio de 78,7 cm, es decir, *Cyperus papyrus* en régimen de policultivo alcanzó alturas promedio 41,2% mayores que en monocultivo. La zona A del HFHSS-Cyp presentó una altura promedio de 100,4 cm, mientras que la zona C presentó una altura promedio 11% menor

respecto a la zona A, con rangos de altura de tallos de 70,1 – 117,9 cm a lo largo del período de estudio.

Las variaciones de alturas observadas a lo largo del período de estudio se deben al crecimiento modular que presentan *Cyperus papyrus* y *Zantedeschia aethiopica* (Solís, 2014). Como resultado de este tipo de crecimiento, los organismos modulares presentan una elevada plasticidad fenotípica, lo que permite una respuesta diferencial en cuanto a forma, tamaño y funcionamiento de la planta frente a condiciones variables (Fungairiño, 2004).



**Figura 39.** Altura promedio de tallo en celda HFHSS-Cyp. Zona A (■), Zona C (■).

## 6. CONCLUSIONES

El HFHSS-Cyp/Zant, en régimen de policultivo presentó eficiencias de eliminación promedio de 69%, 64%, 95%, 34%, 33% y 31% para DBO<sub>5</sub>, DQO, sólidos (SST y SSV), NT, PT y coliformes (CF y CT), respectivamente. A su vez, el HFHSS-Cyp presentó eficiencias de eliminación promedio de 64%, 57%, 96%, 29%, 22% y 30% para DBO<sub>5</sub>, DQO, sólidos (SST y SSV), NT, PT y coliformes (CF y CT), respectivamente.

El perfil de degradación de la materia orgánica, nutrientes, sólidos indica que hay una eliminación longitudinal, ya que para todos los parámetros evaluados indican que la concentración fue disminuyendo a lo largo del humedal. El HFHSS-Cyp/Zant disminuyó en un 58, 70 y 94% la concentración de salida respecto a la concentración en la zona de entrada para los parámetros DQOs, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, sólidos (SST y SSV), respectivamente. A su vez, el HFHSS-Cyp disminuyó en un 50, 45, 95 y 90% la concentración de salida respecto a la concentración en la zona de entrada para los parámetros DQOs, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, SST, SSV, respectivamente. En lo que respecta al perfil de degradación de sólidos en ambas configuraciones de HFHSS se observó un aumento de hasta 18 veces la concentración del influente en la zona de entrada a los HFHSS. Esto indica que está ocurriendo el fenómeno de colmatación en los primeros 0,75 m.

Las emisiones de metano estimadas para el HFHSS-Cyp/Zant fueron de 21220 – 35152 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d. A su vez, para el HFHSS-Cyp se estimaron emisiones en el rango 16264 – 21234 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d. Las emisiones promedio obtenidas para el HFHSS-Cyp/Zant (28750 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d) fueron un 58% mayor respecto al HFHSS-Cyp (18180 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d).

El balance de masas indicó que para el HFHSS-Cyp/Zant un 6% de NT y PT fue asimilado por las plantas, mientras que el HFHSS-Cyp sólo alcanzó un 3% NT y PT. La evolución de la biomasa vegetal al final del estudio nos indica que se

redujó en un 68% y 96% la producción de biomasa en el HFHSS-Cyp/Zant y HFHSS-Cyp, respectivamente. Esta reducción se debe al efecto de la estacionalidad, provocando la senescencia de la vegetación.

La hipótesis planteada se acepta parcialmente, puesto que si bien las plantas del HFHSS-Cyp/Zant presentaron un 186% mayor desarrollo de biomasa vegetal respecto al HFHSS-Cyp, y este humedal obtuvo eficiencias de eliminación promedio mayores (5%, 7%, 5%, 11%) en la configuración de policultivo para los parámetros DBO<sub>5</sub>, DQO, NT, PT, éstos no fueron estadísticamente significativos ( $p > 0,05$ ) a lo largo del período de estudio.

## REFERENCIAS

Abou-Elela, S., Golinielli, G., Abou-Taleb, E., Hellal, M. 2013. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering* 61, 460-468.

Aguirre, P., Ojeda, E., García, J., Barragán, J., Mujeriego, R. 2005. Effect of Water Depth on the Removal of Organic Matter in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Journal of Environment Science and Health* 40, 1457–1466.

American Public Health Association. APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 16th ed. APHA, WCPF, AWWA, Washington DC. USA.

Angelidaki, I., Karakashev, D., Batstone, D., Plugge, C. M., Stams, A. 2011. Biomethanation and its potential. *Methods in Enzymology* 494, 327-351.

Arias, C., Brix, H., 2004. Phosphorus removal in constructed wetlands: Can suitable alternative media be identified?. En, Proceedings of the 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon, France. Pp. 655-661.

Baraño, P., Tapia, L. 2004. Tratamiento de las aguas servidas: Situación en Chile. *Ciencia y Trabajo* 6,111-117.

Barceló, D. 2008. Aguas Continentales: Gestión de recursos hídricos, tratamiento y calidad del agua. Informes CSIC, Madrid, España, 277 pp.

Bécares, E. 2004. Función de la vegetación y procesos de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial. A: *Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos*. García, J., Morató, J., Bayona, JM Barcelona.

Belmont, M.A., Metcalfe, C.D. 2003. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurfaceflow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants—a laboratoryscale study. *Ecological Engineering* 21, 233–247.

Brix, H., Arias, C.A. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for onsite treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25, 491–500.

Burgos, V. 2015. Evaluación de humedales construidos plantados con especies ornamentales en la eliminación de materia orgánica, nutrientes y contaminantes patógenos de aguas servidas de origen rural. Universidad de Concepción, Concepción. 90 pp.

Burgos, V., Araya, F., Reyes-Contreras, C., Vera, I., Vidal, G. 2017. Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. *Ecological Engineering* 99 246-255.

Calheiros, C. S., Bessa, V. S., Mesquita, R. B., Brix, H., Rangel, A. O., Castro, P. M. 2015. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering* 79, 1-7.

Calheiros, C. S. C., Rangel, A. O. S. S., Castro, P. M. L. 2007. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research* 41, 1790–1798.

Cano, A. L. 2003. Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: La EDAR de los Gallardos (Almería). En *Ecología, manejo y conservación de los humedales* (pp. 99-112). Instituto de Estudios Almerienses.

Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua de Sevilla (CENTA). 2007. Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Sevilla: CENTA.

Christy, P. M., Gopinath, L. R., Divya, D. 2014. A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34, 167-173.

Chung, A., Wu, Y., Tam, N., Wong, M. 2008. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering* 32, 81-89.

Clark C.J., Bolding H.L. 1991. Biomass and mineral nutrient partitioning in relation to seasonal growth of *Zantedeschia*. *Scientia Horticulturae* 47,125-135.

Clarke, E., Baldwin, A. 2002. Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering* 18, 257-264.

Coleman, J., Hench, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G., Skousen, J. 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution* 128, 283-295.

Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E. 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment., First edition WRc Publications, Medmenham, Marlow, UK.

Decamp, O., Warren, A., 2000. Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 14, 293–299.

Di Rienzo J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, I. Tableda, M., Robledo, C. 2011. Infostat Statistical software. Infostat group, FCA National University of Córdoba, Argentina 336 pp.

DS. Nº 90. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile, 30 de mayo de 2000.

Dulekgurgen, E., Doğruel, S., Karahan, Ö., Orhon, D. 2006. Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability. *Water Research* 40, 273-282.

Habit, E., Parra, O., Valdovinos, C. 2005. Ictiofauna de un sistema fluvial receptor de aguas servidas: respuestas a una nueva planta de tratamiento (río Quilque, Chile Central). *Gayana (Concepción)* 69, 94-103.

Fuenzalida, D. 2013. Operación de un sistema piloto de humedales construidos para la depuración de aguas servidas: Consideraciones de la actividad biológica en la eliminación de la materia orgánica y nutrientes. Universidad de Concepción, Concepción. 90 pp.

Fungairiño, S. G. 2004. Demografía modular de una planta perenne mediterránea (*Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.). *Ecosistemas* 13, 129-133.

García, J. 2004a. Humedales construidos para controlar la contaminación: perspectiva sobre una tecnología en expansión, en Nuevos Criterios para el Diseño y Operación de Humedales Construidos. (García, J., Morató, J. y Bayona, J., Ed.) CPET-Centro de Publicaciones del Campus Nord, Universidad Politècnica de Catalunya, Barcelona. 7-17 pp.

García, J., Corzo, A. 2008. Depuración con humedales artificiales: Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politècnica de Catalunya, Barcelona. 98 pp.

Grünfeld, S., Brix, H. 1999. Methanogenesis and methane emissions: effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 641, 63-75.

Huang, Y., Ortiz, L., Aguirre, P., García, J., Mujeriego, R., Bayona, J. 2005. Effect of design parameters in horizontal flow constructed wetland on the behavior of volatile fatty acids and volatile alkylsulfides. *Chemosphere* 59, 769-777.

Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 1982. Análisis Foliar.

URL: <http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/IPA/NR10934.pdf>

Jinadasa, K., Tanaka, N., Sasikala, S., Werellagama, D., Mowjood, M., Ng, W. 2008. Impact of harvesting on constructed wetlands performance—a comparison between *Scirpus grossus* and *Typha angustifolia*. *Journal of Environmental Science and Health* 43, 664-671.

Kadlec, R. Wallace, S. 2009. Treatment Wetlands. CRC Press Taylor y Francis Group. 12 pp.

Kyambadde, J., Kansime, F., Gumaelius, L. Dalhammar, G. 2004. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical country. *Water Research* 38, 475-485.

Liu, D. Y., Ding, W. X., Jia, Z. J., Cai, Z. C. 2011. Relation between methanogenic archaea and methane production potential in selected natural wetland ecosystems across China. *Biogeosciences* 8, 329-338.

López, D. 2016. Evaluación estacional de Humedales Construidos de flujo horizontal subsuperficial para la depuración de aguas servidas en zonas rurales: implicancias en la generación de metano. Tesis para optar al grado de Doctor

en Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 240 pp.

López, D., Fuenzalida, D., Vera, I., Rojas, K., Vidal, G. 2015. Relationship between the removal of organic matter and the production of methane in subsurface flow constructed wetlands designed for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 83, 296-304.

López, D., Sepúlveda, M. and Vidal, G. 2016. Phragmites australis and Schoenoplectus californicus in constructed wetlands: Development and nutrient uptake. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 16, 763-777.

Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S. F., Mitsch, W. J. 2014. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Ecological Engineering* 66, 19-35.

Mena, M. 2003. Inventario de la situación actual de las aguas residuales domésticas en Chile. Proyecto regional "Sistemas integrados de tratamiento y uso de aguas residuales en America Latina: Realidad y Potencial". Convenido IDRD-OPS/HEP/CEPIS. 14 pp.

Metcalf y Eddy, Wastewater Engineering: Treatment, and Reuse, 4th ed., McGraw-Hill, New York, USA, 2003.

Ministerio de Obras Públicas- Dirección General de Aguas- Banco Mundial (MOPDGA-BM). 2013. Estudio para el mejoramiento del marco institucional para la gestión del agua.

URL:<http://docplayer.es/15902900-Estudio-para-el-mejoramiento-del-marco-institucional-para-la-gestion-del-agua.html>

Morales, G., López, D., Vera, I., Vidal, G. 2015. Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria* 22, 33-46.

Morato, J., Codony, F., Mas, J. 2005. Utilisation of a packed-bed biofilm reactor for the determination of the potential of biofilm accumulation in water systems. *Biofouling* 21, 151-160.

Mwaura, F.B. 1981. Nitrogen Fixation in the *Papyrus* Swamps of Lake Naivasha. Master of Science Thesis, University of Nairobi.

Neubauer, M., Plaza de los Reyes, C., Pozo, G., Villamar, C. A., Vidal, G. 2012. Growth and nutrient uptake by *Schoenoplectus californicus* (CA Méyer) Sójak in a constructed wetland fed with swine slurry. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 12, 421-430.

Nollet, L. M. L (Ed). Handbook of Food Analysis. M. Dekker, Nueva York, 1996.

Oakley, S. 2005. Lagunas de Estabilización en Honduras: Manual, diseño, construcción, operación y mantenimiento, monitoreo y sostenibilidad, Red Regional de Agua y Saneamiento de Centro América, Honduras.

Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación (FAO), 2006. Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos, Roma.

Organización Mundial de la salud (OMS). 2008. Guías para la calidad del agua potable, 3a ed. Ginebra: OMS.

Ottová V., Balcarova J., Vymazal J. 1997. Microbial characteristics of constructed wetlands. *Water Science and Technology* 35, 117–123.

Pedescoll, A, Corzo, A., Álvarez, E., Puigagut, J., García, J. 2011. Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in

horizontal subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering* 37, 372-380.

Rojas, K., Vera, I., Vidal., G. 2013. Influence of season and species *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* on the removal of organic matter and nutrients contained in sewage wastewater during the start up operation of the horizontal subsurface flow constructed wetland. *Revista Facultad Ingeniería Universidad Antioquía* 69, 289-299.

Ramalho, R. 1996. Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverte S.A., Barcelona. pp. 27.

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

Sacoto, G. 2010. Respuesta fitotécnica de tres variedades de *Zantedeschia aethiopica* L. Spreng, a la aplicación de ácido giberélico y fertilización orgánica, en el Quinche, Provincia de Pichincha. Tesis Ingeniería Agronómica, Universidad Estatal de Bolívar, Venezuela, 144 pp.

Sakadevan, K., Bavor, H. J. 1999. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. *Water Science and Technology* 40, 121-128.

Sawaittayothin, V., Polprasert, C. 2007. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology* 98, 565-570.

Seemann, P., Hoffens, K. 1999. Cultivo y manejo de plantas bulbosas ornamentales. En: Seemann P. y Andrade, N. (eds.). Valdivia, Universidad Austral de Chile. 111 pp.

Sepúlveda, M. 2016. Producción de metano en el tratamiento de aguas servidas por humedales de flujo horizontal subsuperficial utilizando *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus*: composición de las comunidades microbianas. Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 110 pp.

Solís, A. 2014. Evaluación de la capacidad remediadora de la vegetación en un humedal artificial. Tesis para optar al grado de maestra en biología. Universidad Autónoma Metropolitana de Iztapalapa, Distrito Federal, México, 99 pp.

Soto, F., Garcia, M., De Luis, E., Becares, E. 1999. Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Water Science and Technology* 40, 241-247.

Stottmeister U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Küstner, M., Bederski, O., Müller, 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). 2012. Informe de Gestión del Sector Sanitario 2012. Santiago: SISS.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). 2014. Informe anual de coberturas urbanas de servicios sanitarios. Gobierno de Chile.

Tanner, C., Sukias, J., Upsdell, M. 1998. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Research* 32, 3046–3054.

Theophile F., Sako I., Martin L., Fabrice M., 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* 1, 160-168.

Vera, I. 2012. Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 236 pp.

Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L., Vidal, G. 2011. Performance evaluation of eight years experience from constructed wetlands systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37, 364-371

Vidal, G., Araya, F. (Ed.) 2014. Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: Situación actual y desafíos. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 121 pp.

Von Sperling, M., 2007. Wastewater Characteristic, Treatment and Disposal (Von Sperling, M., Ed.). IWA Publishing. London. 42 pp.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J., 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands, en: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe (Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Green, N., Haberl, R., Ed.) Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands pp. 17-66.

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

Vymazal, J. 2011a. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience, *Environmental Science and Technology Library* 45, 61-69.

Vymazal, J. 2011b. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, 133-156.

Vymazal, J., Kröpfelová, L. 2009. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review of the field experience. *Science of the Total environment* 407, 3911-3922.

Wang, Y., Inamori, R., Kong, H., Xu, K., Inamori, Y., Kondo, T., Zhang, J. 2008. Influence of plant species and wastewater strength on constructed wetland methane emissions and associated microbial populations. *Ecological Engineering* 32, 22-29.

Wu, F. Y., Chung, A. K. C., Tam, N. F. Y., Wong, M. H. 2012. Root exudates of wetland plants influenced by nutrient status and types of plant cultivation. *International Journal of Phytoremediation* 14, 543-553.

Zdragas, A., Zalidis, G.C., Takavakoglou, V., Katsavouni, S., Anastasiadis, E.T., Eskridge, K., Panoras, A. 2002. The effect of environmental conditions on the ability of a constructed wetland to disinfect municipal wastewaters. *Environmental Management* 29, 510–515.

Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A. 2006. Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water Quality Research Journal of Canada* 41, 410–417.

Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A., Cervantes-Martínez, J. 2008. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 35, 861-869.