



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE UN INFLUENTE CON DISTINTOS NIVELES DE SALINIDAD SOBRE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE UN SISTEMA DE HUMEDALES CONSTRUIDOS A ESCALA DE LABORATORIO

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

RODRIGO MARCELO SEPÚLVEDA CARVAJAL
Profesor guía: Dra. Gladys Vidal

Concepción, Chile
2018

“Evaluación del efecto de un influente con distintos niveles de salinidad sobre la eliminación de materia orgánica de un sistema de humedales construidos a escala de laboratorio”.

PROFESOR GUÍA:

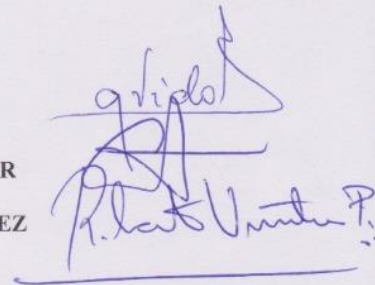
Dra. GLADYS VIDAL SÁEZ

PROFESOR COMISIÓN:

Dra. CAROLINA BAEZA FREER

PROFESOR COMISIÓN:

Dr. ROBERTO URRUTIA PÉREZ



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, abril 2019



100 AÑOS
DE
DESARROLLO
LIBRE DEL
ESPIRITU

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a la Dra. Gladys Vidal Sáez por permitirme realizar esta tesis, por la confianza entregada y por darme la oportunidad de conocer al grupo de ingeniería y biotecnología ambiental (GIBA), en donde conocí gente que contribuye en tu crecimiento tanto personal como profesional. De igual manera, quiero agradecer a la Srta. Ana Leiva Venturelli, Bioingeniera, la cual puso a disposición su tiempo y paciencia, para lograr un buen desarrollo de este trabajo. Dentro del grupo fue mi principal apoyo, siempre con buena disposición a ayudar y resolver dudas.

Además, agradecer al centro de recursos hídricos para la agricultura y la minería (CRHIAM) cuyo proyecto es CONICYT/FONDAP/15130015; por la beca entregada, la oportunidad de participar en distintos seminarios lo que aporta directamente a mi crecimiento profesional y por dar la oportunidad de poder compartir con personas de otras carreras, lo que ayuda a tener una visión más amplia sobre un problema.

Por otra parte, hacer una mención a mis amigos de la “Cofradía”, que fueron mis compañeros en este proceso y juntos logramos llegar a la meta, después de muchos obstáculos, pero siempre apoyándonos unos con otros.

Y por último y claramente no menos importante agradecer a mi familia, quienes son los pilares fundamentales de mi vida y siempre han estado animándome para seguir adelante frente a cualquier dificultad.

*"La verdadera manera de obtener la felicidad,
es haciendo felices a los demás"*

Robert Baden Powell

NOMENCLATURA

AGV	Ácidos Grasos Volátiles	
AS	Aguas Servidas	
S	Azufre	(mg/L)
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato	(mg/L)
B	Boro	(mg/L)
Ca ²⁺	Calcio	(mg/L)
Cu	Cobre	(mg/L)
CE	Conductividad Eléctrica	(mS/cm)
Cl ⁻	Cloro	(mg/L)
NaCl	Cloruro de Sodio	(mg/L)
COT	Carbono Orgánico Total	(mg/L)
Cyp	<i>Cyperus Papyrus</i>	
DBO ₅	Demanda Biológica de Oxígeno	(mg/L)
DQO	Demanda Química de Oxígeno	(mg/L)
CO ₂	Dióxido de Carbono	(mg/L)
EEM	Evaluación de Ecosistemas del Milenio	
PO ₄ ⁻³	Fosfato	(mg/L)
P	Fósforo	
PT	Fósforo Total	(mg/L)
Hab-Eq	Habitantes equivalentes	(Hab-eq)
H ₂	Hidrógeno Molecular	
Fe	Hierro	
HC	Humedal Construido	
HFS	Humedal de Flujo Superficial	
HFSS	Humedal de Flujo Subsuperficial	
HFSSH	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal	
HFSSH-C	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal-Control	
HFSSH-Cyp	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal-Cyp	
HFSSH-Sch	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal-Sch	
HFSSH-2,5	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal-2,5	
HFSSH-5	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal-5	
HFSSH-7,5	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal-7,5	
HFSSH-10	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal-10	
HFVSS	Humedal de Flujo Subsuperficial Vertical	
Mg ²⁺	Magnesio	(mg/L)
MO	Materia Orgánica	
MOD	Materia Orgánica Disuelta	

MOP	Materia Orgánica Particulada	
CH ₄	Metano	(mg/L)
NO ₃ ⁻	Nitrato	(mg/L)
NO ₂ ⁻	Nitrito	(mg/L)
N	Nitrógeno	(mg/L)
NH ₄ ⁺	Nitrógeno Amoniacal	(mg/L)
N ₂	Nitrógeno Gaseoso	
N _{org}	Nitrógeno Orgánico	
NT	Nitrógeno Total	(mg/L)
ODS	Objetivos para el desarrollo sostenible	
O ₂	Oxígeno	
OD	Oxígeno Disuelto	(mg/L)
PTAS	Planta de Tratamiento de Aguas Servidas	
K ⁺	Potasio	(mg/L)
POR	Potencial Óxido Reducción	(mV)
Sch	<i>Schoenoplectus Californicus</i>	
S/m	Siemens/metro	(S/m)
Na ⁺	Sodio	(mg/L)
SS	Sólidos Suspendidos	(mg/L)
SST	Sólidos Suspendidos Totales	(mg/L)
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles	(mg/L)
STD	Sólidos Totales Disueltos	(mg/L)
SO ₄ ²⁻	Sulfato	(mg/L)
SISS	Superintendencia de Servicios Sanitarios	
T°	Temperatura	(°C)
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico	(d)
WRI	World Resources Intitute	
Zn	Zinc	(mh/L)

INDICE

RESUMEN	1
1. MARCO TEÓRICO.....	3
1.1. Generalidades.....	3
1.2. Aguas servidas.....	3
1.2.1. Aguas servidas domésticas	4
1.2.2. Aguas servidas industriales.	5
1.2.3. Salinidad.	7
1.2.4. Problemas ambientales asociados a la salinidad secundaria.	8
1.3. Tecnologías para el tratamiento de aguas servidas.....	9
1.4. Humedales construidos.....	10
1.4.1. Clasificación de los Humedales Construidos	11
1.4.2. Principales componentes de los humedales construidos.....	14
1.4.3. Plantas utilizadas en los humedales construidos.....	16
1.4.4. Mecanismos de eliminación de contaminantes en humedales construidos de flujo sub superficial horizontal	19
1.5. Humedales construidos para el tratamiento de efluentes salinos	24
1.6. Objetivos para el desarrollo sostenible.....	26
2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	27
3. OBJETIVOS	27
3.1. Objetivo general	27
3.2. Objetivos específicos	27
4. METODOLOGÍA.....	28

4.1.	Caracterización del influente	28
4.2.	Sistemas en estudio	29
4.2.1.	Etapa 1.....	29
4.2.2.	Etapa 2.....	31
4.3.	Monitoreo del sistema de estudio.....	32
4.3.1.	Parámetros físico-químicos.....	33
4.4.	Balance de materia orgánica.....	33
4.5.	Evolución de las plantas.....	35
4.5.1.	Mediciones alométricas.....	35
4.5.2.	Análisis foliar.....	36
4.6.	Análisis estadístico.....	36
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	37
5.1.	Caracterización del influente	37
5.2.	Eficiencias de eliminación de materia orgánica durante la etapa 1	39
5.3.	Caracterización de los efluentes de la etapa 2.....	43
5.4.	Eficiencias de eliminación de materia orgánica durante la etapa 2.....	48
5.5.	Eficiencias de eliminación de nutrientes de la etapa 2.....	52
5.6.	Balance de materia orgánica.....	56
5.7.	Efectos de las conductividades eléctricas sobre el crecimiento de la planta <i>Cyperus Papyrus</i>	58
5.7.1.	Mediciones alométricas.....	58
5.7.2.	Mediciones de la clorofila.....	60
5.7.3.	Análisis foliar.....	62
5.7.4.	Seguimiento fotográfico de la vegetación	66

6. CONCLUSIONES.....	69
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros de las aguas residuales rurales y urbanas	4
Tabla 2. Caracterización de aguas servidas industriales	6
Tabla 3. Clasificación de las plantas macrófitas	16
Tabla 4. Funciones principales de las macrófitas en los humedales construidos..	17
Tabla 5. Eficiencias de eliminación de HC para el tratamiento de aguas residuales salinas.	25
Tabla 6. Características de construcción y operación humedales construidos.	30
Tabla 7. Parámetros y sus unidades de la ecuación del balance de la materia orgánica.....	34
Tabla 8. Parámetros <i>in situ</i> del influente.....	37
Tabla 9. Caracterización fisicoquímica del influente.	38
Tabla 10. Parámetros <i>In Situ</i> de los efluentes generados por los diferentes humedales de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH).	44
Tabla 11. Caracterización fisicoquímica de los efluentes generados por los diferentes humedales de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH).....	45
Tabla 12. Balance de materia orgánica en los HFSSH.....	56
Tabla 13. Concentraciones de Na ⁺ en las partes de la planta.	63
Tabla 14. Porcentaje de N, P y K en la vegetación de los distintos sistemas en estudio.....	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de humedales construidos.....	11
Figura 2. Humedal construido de flujo superficial.....	12
Figura 3. Humedal de flujo subsuperficial vertical.....	13
Figura 4. Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal.....	14
Figura 5. Transformación de la materia orgánica vía degradación anaerobia.....	21
Figura 6. Obtención del influente.....	28
Figura 7. Humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal.....	29
Figura 8. Funcionamiento de los HFSSH.....	30
Figura 9. Humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal.....	31
Figura 10. Funcionamiento de los HFSSH.....	32
Figura 11. Concentración y eficiencias de eliminación de materia orgánica para los sistemas HFSSH-C, HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch.a)DQO; b)DBO ₅	41
Figura 12. Seguimiento fotográfico del crecimiento de la planta del sistema HFSSH-Cyp.....	43
Figura 13. Concentración y eficiencias de eliminación de materia orgánica para los sistemas HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10. a)DQO; b)DBO ₅	50
Figura 14. Concentraciones y eficiencias de eliminación de SST.....	52
Figura 15. Eficiencias de eliminación de nutrientes.....	54
Figura 16. Balance de materia orgánica (DQO) representada en porcentaje (%).57	
Figura 17. Altura de tallos de los HFSSH.....	59
Figura 18. Concentración de clorofila en la vegetación de los HFSSH.....	61
Figura 19. Porcentaje de Na ⁺ en las plantas.....	63
Figura 20. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na ⁺ del HFSSH de 1 mS/cm.....	66
Figura 21. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na ⁺ del HFSSH de 2,5 mS/cm.....	67
Figura 22. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na ⁺ del HFSSH de 5 mS/cm.....	67

Figura 23. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na^+ de HFSSH de 7,5 mS/cm. 688

Figura 24. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na^+ de HFSSH de 10 mS/cm. 68



RESUMEN

La salinidad presente en las aguas servidas es un factor importante a considerar debido, a los efectos negativos que causa en los ecosistemas acuáticos, incluyendo a los microorganismos, invertebrados, vertebrados y plantas. Dentro de los tratamientos actuales para tratar las aguas servidas salinas se encuentran los tratamientos biológicos y los tratamientos fisicoquímicos. En Chile el principal tratamiento para las aguas servidas son los lodos activados. Estos últimos, no son recomendados para tratar aguas servidas con alta salinidad. Esto debido a la inhibición de las bacterias provocada por la presencia de sal.

Por otro lado, se ha estudiado la utilización de sistemas no convencionales para el tratamiento aguas servidas salinas, específicamente la implementación de humedales construidos. Varias investigaciones han demostrado su capacidad para depurar aguas servidas con altas concentraciones de salinidad alcanzando eficiencias de eliminación de DQO, DBO₅, NT y PT cercanas a los 70, 75, 65 y 55%, respectivamente.

En este contexto, este estudio tuvo como objetivo operar un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal con plantas macrófitas con el fin de evaluar su resistencia frente a influentes con distintos niveles de salinidad a escala de laboratorio. Para ello se construyeron 5 humedales a escala de laboratorio con la especie ornamental *Cyperus papyrus*. Cada humedal tenía distintas conductividades eléctricas (1, 2,5, 5, 7,5 y 10 mS/cm), ajustadas previamente en el laboratorio. En cada caso, se evaluó en primer lugar las eficiencias de eliminación de materia orgánica y nutrientes. Luego, se realizó un balance de materia orgánica para evaluar el efecto de la salinidad. Finalmente, se evaluó el comportamiento de *Cyperus papyrus* frente a un influente salino mediante mediciones alométricas, contenido de clorofila y análisis foliar.

Los resultados de este estudio reportan eficiencias de eliminación de materia orgánica mayores a 50%. Respecto a la eliminación de nutrientes, se obtuvieron eficiencias mayores a un 30% y 40% para nitrógeno y fósforo, respectivamente. Al evaluar el efecto de la salinidad sobre las eliminaciones de contaminantes, se observó una disminución significativa de un 18% y 31% en la eliminación de DQO y DBO₅, respectivamente ($p < 0,05$). En el caso de la eliminación de nutrientes, no se observó un efecto significativo de la salinidad. Respecto al balance de materia orgánica, se observaron mayores concentraciones de DQO en la salida de los efluentes a medida que la salinidad aumenta. Esto es concordante con la disminución de las eficiencias de eliminación de materia orgánica a medida que aumentan la salinidad. En cuanto al comportamiento de *Cyperus papyrus*, se observó un decrecimiento en el número de tallos durante el desarrollo de la investigación disminuyendo un 42%. Sin embargo, se reportó una disminución de un 17% en la concentración de clorofila con el aumento de la salinidad. Por último, la vegetación presentó mecanismos de eliminación de sal, principalmente la excreción de sodio y acumulación de sodio en sus tejidos. Como conclusión, los resultados de esta investigación demuestran que los humedales construidos pueden ser una alternativa viable para el tratamiento de influentes salinos. Sin embargo, es necesario realizar más investigación para optimizar la operación de estos sistemas.

1. MARCO TEÓRICO

1.1. Generalidades

En la actualidad se observa los efectos del cambio climático sobre la disponibilidad de agua dulce. Chile es uno de los países más vulnerables a estos cambios según un estudio realizado por World Resources Institute (WRI) (WRI, 2015). Dentro de este ranking mundial de los países que sufrirán mayor estrés hídrico, Chile se encuentra en la posición número 24. Para el 2040 se espera que el país atraviese un periodo de estrés hídrico extremadamente alto, esto debido al aumento de las temperaturas y el cambio en las precipitaciones.

Es por esto que es importante su gestión y aprovechar de forma eficiente este recurso. El 94% del agua dulce disponible es utilizada por las diferentes industrias (considerando minería y agricultura) dentro de sus procesos y luego son vertidas a cuerpos de agua receptores (SNA, 2010). Una posible solución para la escasez hídrica es reutilizar las aguas servidas (AS) para riego en la agricultura (Hillel, 2000). En Chile, se consume un 78% de agua dulce para la agricultura, esto quiere decir 13 veces más de lo que se utiliza para la población (SNA, 2010).

1.2. Aguas servidas

Las AS corresponden a todo tipo de residuos líquidos generado por las actividades industriales. Las AS o aguas residuales se componen de AS domésticas, AS industriales y aguas pluviales las cuales son transportadas por un sistema de alcantarillado combinado o separado (Romero, 2004). Según el Informe de Gestión del Sector Sanitario elaborado por la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), en Chile la generación de AS ha aumentado en un 11% desde al año 2012 al año 2016. En este año se generaron 1207 millones de m³ de AS (SISS, 2016). Esto genera consecuencias negativas en la salud humana, la productividad económica, la calidad de los recursos de agua dulce y los ecosistemas (UNESCO, 2017). En América Latina y el Caribe durante el año 2015, el 88% de la población urbana tenía acceso a instalaciones de saneamiento, de las cuales probablemente

menos de un 60% estaban conectado a sistemas de alcantarillado (UNESCO, 2017).

1.2.1. Aguas servidas domésticas

Las AS se pueden dividir de acuerdo a la fuente de contaminación y origen demográfico. En el segundo caso, éste se basa respecto de la cantidad de residuos líquidos producidos y la población asociada (Vidal and Araya, 2014). En el caso de las AS domésticas, se dividen en:

- a) AS urbanas: Son las poblaciones que producen más de 3800 m³/d de residuos líquidos o que tienen más de 2000 Habitantes equivalentes (Hab-Eq).
- b) AS rurales: Son poblaciones que producen menos de 3800 m³/d de residuos líquidos o que tienen menos de 2000 Hab-Eq.

Las AS pueden ser caracterizadas según sus componente físicos, químicos y biológicos (Ramalho, 1996). Los principales componentes de las AS rurales y urbanas se adjuntan en el **Tabla 1**.

Tabla 1. Parámetros de las aguas residuales rurales y urbanas.

Parámetro	Unidad	Rural	Urbano
DQO	mg/L	250 - 1600	200 -1600
DBO ₅	mg/L	111 - 800	201 – 500
SST	mg/L	120 - 450	100 – 500
NT	mg/L	20 - 85	35 – 100
NH ₄ ⁺	mg/L	12 - 50	6 - 60
NTK	mg/L	20 - 80	-
NO ₃ ⁻	mg/L	< 1	< 1
PT	mg/L	2 - 23	6 – 30
PO ₄ ⁻³	mg/L	3 - 14	6 – 25
CF	NMP/100 ml	1x10 ³ - 2x10 ⁸	1 x10 ⁶ – 1x 10 ¹⁰

Nota: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Nitrógeno Total (NT), Nitrógeno Amoniacal (NH₄⁺), Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), Nitrato (NO₃⁻), Fósforo Total (PT), Fosfato (PO₄⁻³), Coliformes Fecales (CF).
Fuente: Vera (2012).

1.2.2. Aguas servidas industriales. Las AS industriales corresponden a todas las aguas residuales y líquidos generados por las actividades industriales. Éstas se componen de materiales de producción industrial, productos intermedios y contaminantes producidos durante los diversos procesos. Existe una amplia variedad de AS industriales debido a las diferentes industrias y sus distintos procesos. Algunos residuos pueden ser tóxicos y poseen una biodegradabilidad deficiente (Jia *et al.*, 2018). Dentro de los principales componentes de las AS industriales encontramos sales inorgánicas, compuestos orgánicos, nitrógeno (N), fósforo (P), metales pesados, entre otros contaminantes (Gao and Wang, 2015; Karadag *et al.*, 2015; Thiruvengkatachari *et al.*, 2016). En el **Tabla 2** se observan los principales contaminantes de algunas industrias y sus respectivas concentraciones.

Para reducir los efectos negativos a la biodiversidad, reducir la contaminación y disminuir el riesgo de eutroficación en las áreas de descarga es importante el tratamiento de las AS, tanto domésticas como industriales. En los últimos años, la presencia de sales disueltas en las AS ha aumentado y esto representa un problema serio para las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS). Esto se debe a que afectan a las PTAS convencionales disminuyendo su capacidad de reducir contaminantes, ya que, afectan a las comunidades microbianas presentes en estos tratamientos. Además, estos sistemas no cuentan con un proceso para eliminar las sales disueltas, lo que provoca un efecto negativo en los ecosistemas de las aguas superficiales (João *et al.*, 2017).

Tabla 2. Caracterización de aguas servidas industriales.

Industria	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	TN (mg/L)	PT (mg/L)
Curtiembre	800 - 4.000	2.000 - 23.000	1.500 - 42.500	100 - 400		8 - 40
Química Orgánica	400 - 20.000	800 - 50.000	100 - 300			
Agricultura	600 - 4.600	400 - 11.200	200 - 9.300	65 - 9.300	530-810	15 - 50
Lácteos	1.400 - 50.000	2000 - 95.000	20 - 22.000	20 - 150	14-5.600	8 - 540
Destilería	6.000 - 65.000	4000 - 212.000	1.000 - 17.000	7.000	740-2.500	35 - 10.000

Nota: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Nitrógeno Total (NT), Nitrógeno Amoniacal (NH₄⁺), Fósforo Total (PT). Fuente: Vymazal, (2014).

1.2.3. Salinidad. La salinidad se define como la concentración de iones inorgánicos disueltos en el agua o el suelo (Williams and Sherwood, 1994). Es por esto que se encuentra presente en el ambiente de manera natural. Para medir la salinidad se utiliza la conductividad eléctrica (CE), esto debido a que al contener iones disueltos el agua tendrá la capacidad de transmitir la electricidad, siendo su unidad de medida siemens por metro (S/m). En general, los iones inorgánicos que se estudian son sodio (Na^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), potasio (K^+), cloro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) y bicarbonato (HCO_3^-) (Williams, 1987.)

De acuerdo a su clasificación, existen 2 tipos de salinidad. La salinidad primaria se encuentra presente en el ambiente de manera natural por medio de 3 causas principalmente: (1) Los minerales presentes en la cuenca que van a variar según el tipo de geología característica de cada cuenca; (2) Evaporación del agua de mar que provoca la existencia de bajas concentraciones de sales en las precipitaciones; (3) El rocío de mar, el cual afecta a los ecosistemas aledaños a la costa marina. Por otro lado, la salinidad secundaria es producida netamente por las actividades antropogénicas las cuales descargan el agua residual que utilizan sus procesos cambiando la composición de los cuerpos receptores. Estas descargas generan un problema en aumento a nivel mundial. Los principales ecosistemas que se ven afectados son los ríos, lagos y humedales debido al cambio drástico en las concentraciones de sales generando graves pérdidas a biodiversidad y en los servicios ecosistémicos que ofrecen (Cañedo-argüelles *et al.*, 2013).

1.2.4. Problemas ambientales asociados a la salinidad secundaria. La salinidad secundaria es uno de los factores más estresantes para los ecosistemas de agua dulce según la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM, 2015). Por otro lado, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 2012), clasificó a la salinidad entre las 15 causas principales de deterioro de las corrientes. La salinidad puede afectar negativamente a los ecosistemas acuáticos, incluyendo a microorganismos, invertebrados, vertebrados y plantas. Las sales generan efectos que pueden producir cambios significativos en la comunidad acuática, por ejemplo, pueden interferir con la presión osmótica interna celular, inhibir la germinación de las plantas y disminuir la supervivencia, crecimiento y producción de semillas. De este modo puede causar una disminución considerable de especies (Cañedo-argüelles *et al.*, 2013). Además, algunas AS salinas poseen dentro de su composición metales pesados, los cuales son perjudiciales para el ecosistema, debido a su baja biodegradabilidad y se pueden bioacumular en los organismos para luego biomagnificarse a través de la cadena trófica (Yan *et al.*, 2017).

Una causa importante de salinidad secundaria es el uso de AS salina para riego en la agricultura ya que, éste provoca la elevación de las capas freáticas, especialmente en las zonas áridas y semiáridas. El cultivo absorbe sólo una fracción de la sal presente en los aditivos y el resto queda en el agua o en el suelo. Luego esta agua con altas concentraciones de sales puede infiltrarse a las napas subterráneas y escurrir a distintos ríos y lagos aumentando la salinidad de estos cuerpos de agua (Smedema and Shiati, 2002). Otra fuente importante de contaminación es la actividad minera la cual aporta grandes cantidades de sales a los ríos. Los residuos sólidos de las mineras son almacenados en grandes estanques y gracias a la precipitación las sales presentes en estos residuos se disuelven y pueden llegar a aguas superficiales. (Richter *et al.*, 2010).

1.3. Tecnologías para el tratamiento de aguas servidas

Existen 2 tipos de tecnologías utilizadas para tratar las AS: los métodos biológicos y los métodos físico-químicos. Dentro de los tratamientos biológicos se encuentran los reactores biológicos los cuales se pueden diferenciar entre lodos activados y las plantas anaeróbicas. Existen varias tecnologías físico-químicas, alguna de ellas son: coagulación-floculación, procesos de oxidación avanzada y los distintos tipos de membrana (Gharsallah *et al.*, 2002; Vymazal and Bresinova, 2014). En Chile, la tecnología de tratamiento de AS más utilizada son los lodos activados (60%), luego le sigue las lagunas aireadas (19%) y la tecnología de emisarios submarinos (11%) (SISS, 2016).

Khengaoui *et al.*, (2015) realizó un experimento para evaluar el efecto de la sal en los sistemas de tratamiento biológicos, en donde se utilizaron influentes que tienen CE que varían entre 1,5 – 3,5 mS/cm, aumentando de 0,5 mS/cm, para evaluar el efecto en la eliminación de demanda química de oxígeno (DQO). Como resultado, se obtuvo que con 1% de sal se obtienen eliminaciones de DQO de un 80%. Además, los resultados obtenidos indican una relación inversa entre la salinidad de las aguas residuales y el rendimiento de la purificación en un filtro biológico, destacando el problema de las aguas residuales de salinidad en la eficiencia del tratamiento con este método. Es sabido que la salinidad genera efectos tóxicos en las bacterias y también es capaz de alterar las características microbianas. Las cargas salinas afectan las funciones metabólicas de los microorganismos y reducen la degradación cinética en los lodos activados. En los procesos biológicos convencionales no se puede usar para tratar aguas residuales que contengan más del 3-5% de sal (Salvado *et al.*, 2001).

Por otro lado, se ha estudiado la utilización de sistemas no convencionales para el tratamiento aguas residuales salinas, específicamente la implementación de humedales construidos (HC) (Cerezo *et al.*, 2001). En comparación a los sistemas convencionales, esta tecnología requiere una menor inversión y son de fácil operación. Los HC han recibido poca atención por parte de las industrias como

tratamiento de sus aguas residuales salinas, pero investigaciones han demostrado que pueden ser eficientes en la reducción de contaminantes (Liang *et al.*, 2017).

1.4.Humedales construidos

Los HC son implementados y operados por el hombre y buscan replicar los procesos físicos, químicos y biológicos para la eliminación de nutrientes y contaminantes que se producen en el ambiente de manera natural (Vymazal, 2007). Estos sistemas de tratamientos a través de su diseño buscan mejorar las eficiencias de muchos procesos que ocurren en los humedales naturales, pero de manera controlada. En un principio estos sistemas se pensaron para tratar AS, pero con el paso del tiempo los objetivos para los HC han variado, como tratar agua residual como fuente para aguas recreacionales o instalar HC para restaurar hábitat deteriorados (Vymazal, 2018).

Estos sistemas han sido foco de investigación, ya que han demostrado tener altas capacidades de eliminación de nutrientes y algunos contaminantes específicos como las sales disueltas. De acuerdo al estudio realizado por Bennett *et al.*, (2006), se estudió la eficiencia de eliminación de N, P y cloruro de sodio (NaCl) de la planta *Juncus kraussi* plantada en un humedal de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH) a escala piloto tratando efluentes provenientes de la industria acuícola, con una CE de 10 mS/cm. En este estudio se alcanzaron eliminaciones de N, P y NaCl de 69%, 85% y 48%, respectivamente.

1.4.1. Clasificación de los Humedales Construidos

Los HC se pueden clasificar de distintas formas dependiendo de sus parámetros de diseño. Estos pueden ser principalmente, según su hidrología, vegetación y dirección del flujo, como se indica en la **Figura 1**. (Kadlec and Knight, 1996).

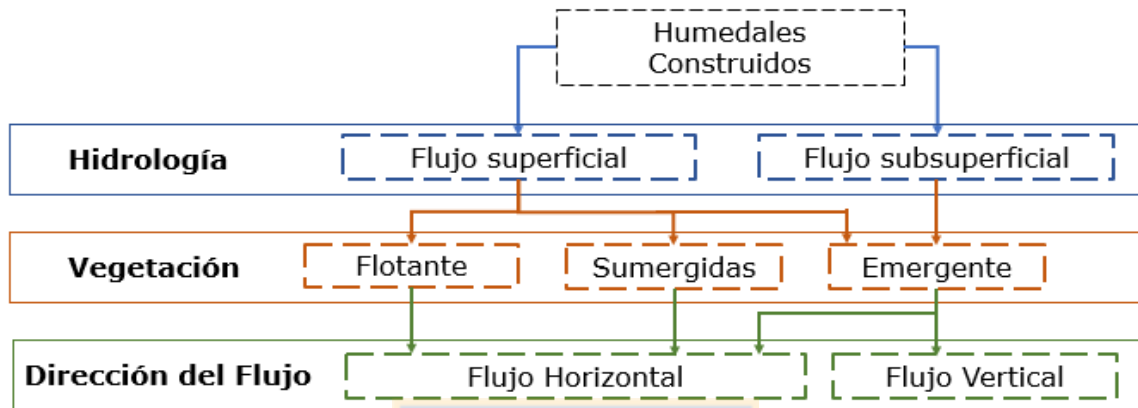


Figura 1. Tipos de humedales construidos.

Fuente: Modificado de Vymazal, (2018).

Considerando a Vymazal (2018), existen diferentes tipos de HC los cuales se pueden clasificar de acuerdo a régimen hidrológico en humedal flujo superficial (HFS) y humedal de flujo subsuperficial (HFSS). A su vez, este último se puede diferenciar por la dirección del flujo en humedal de flujo subsuperficial vertical (HFSSV) y HFSSH.

Humedales de flujo superficial (HFS), estos sistemas tienen la característica que el agua está libre en la atmósfera y circula a través de tallos y hojas de las plantas. Esto favorece condiciones aeróbicas dentro del humedal. La estructura del humedal contempla la entrada, un terraplén aguas arriba con el cual se busca que el agua pase por todo el humedal antes de salir. Este tipo de sistema, se recomienda una profundidad entre 0,06 - 1,2 m de la lámina de agua, cargas hidráulicas entre 12-50 mm/d y un tiempo de retención hidráulica (TRH) entre 5 -15 d. (Vymazal and Kröpfelová, 2008; Vymazal, 2018). La apariencia de este tipo de humedal es muy parecida a la de los humedales naturales, por ende, atrae una gran variedad de animales silvestres (Kadlec and Knight, 1996). Los HFS tienen la capacidad de desinfectar gracias a la radiación solar, es por esto que tienden a ser utilizados como

tratamientos secundarios o terciarios, además, son adecuados para todo tipo de clima (Kadlec and Wallace, 2009). En la **Figura 2** se muestra la estructura de los HFS.

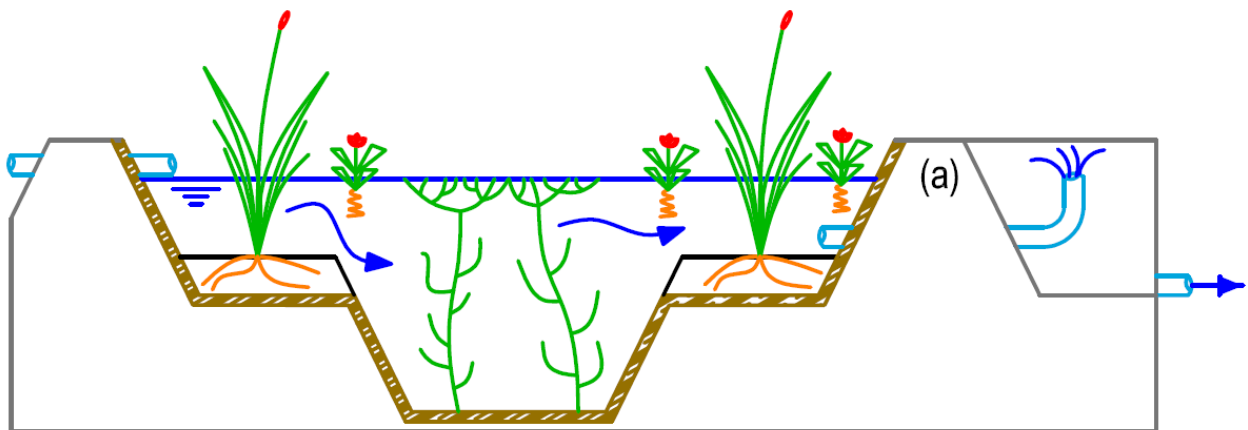


Figura 2. Humedal construido de flujo superficial.
Fuente: Vera (2012)

Humedal de flujo subsuperficial vertical (HFSSV), en estos sistemas de tratamiento el agua se incorpora por la parte superior del humedal descargada a través de pulsos y, fluye verticalmente a través del medio granular hasta la salida del humedal donde es recolectada mediante tuberías. Este sistema no se encuentra permanentemente inundado lo que favorece condiciones aeróbicas dentro del humedal y generar efluentes nitrificados. La profundidad del medio granular varía entre 0,5 y 0,8m operan con cargas de alrededor de 20 g DBO/m²·d y el TRH es entre 1-2 d. Estos humedales, por lo general, se combinan con los HFSSH para eliminar el N a través de procesos de nitrificación y desnitrificación (García and Corzo, 2008; Vymazal, 2018). En la **Figura 3** se muestra la estructura de los HFSSV.

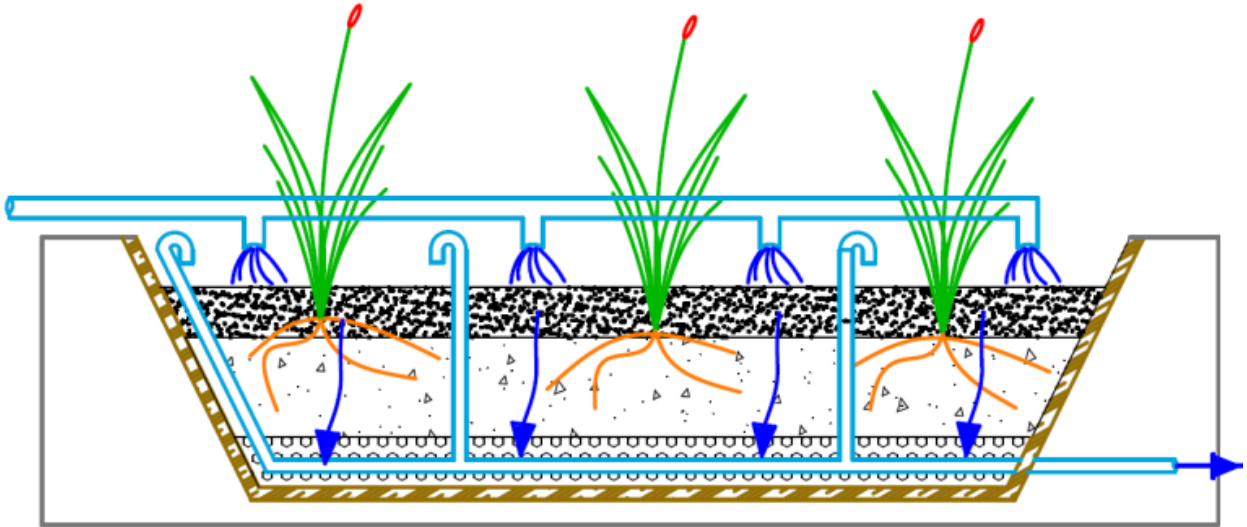


Figura 3. Humedal de flujo subsuperficial vertical.

Fuente: Vera (2012).

Humedales de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH), este sistema de tratamiento la columna de agua fluye horizontalmente a través del medio granular, rizomas y raíces de las plantas hasta la salida del humedal. Es importante agregar un pretratamiento a este sistema que tenga como principal objetivo remover los sólidos suspendidos (SS) tanto orgánicos como inorgánicos, para así evitar una pronta colmatación del sistema (Vymazal, 2018). La profundidad de la lámina de agua es de entre 0,6 y 0,8m se caracterizan por funcionar permanentemente inundados (el agua se encuentra entre 0,05 y 0,1m por debajo de la superficie), opera cargas de alrededor de 6 g DBO/m²·d, el TRH es de 2-10 d 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.*, 2003; García and Corzo, 2008; Kadlec and Wallace, 2009). La columna de agua permanece debajo del medio de soporte y las plantas, al no estar expuesta directamente a la atmósfera los procesos aeróbicos se ven drásticamente reducidos. Estos ocurren principalmente en la superficie de la columna de agua y cercano a los rizomas y raíces de las plantas. Los procesos anaeróbicos son los que predominan en este tipo de humedales debido a que se encuentra permanentemente inundado. Además, como el agua no está expuesta directamente durante el tratamiento reduce el riesgo para la salud humana y vida silvestre de enfermedades por los patógenos

presentes en el agua (Kadlec and Wallace, 2009). En la **Figura 4** se muestra la estructura de los HFSSH.

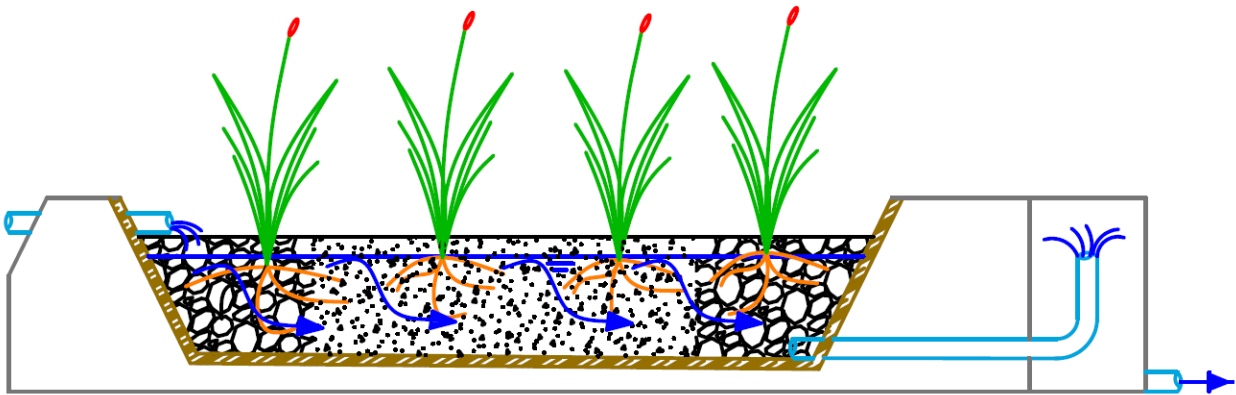


Figura 4. Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal.

Fuente: Vera (2012)

1.4.2. Principales componentes de los humedales construidos

Los HC se componen principalmente de agua, vegetación, medio de soporte y microorganismos. De los componentes antes mencionados el más importante que se debe tener en cuenta está ligado a la hidrología del HC. Un factor importante que se debe considerar en la hidrología es la biomasa de la vegetación, debido a que un exceso de ésta puede causar problemas en la circulación del agua dentro del humedal, 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).

Medio granular, se compone de material poroso, principalmente se utiliza grava lavada o roca triturada. Este material mejorará la conductividad hidráulica dentro del HC. Además, permite que el agua no esté expuesta directamente a la atmosfera y también permitir el crecimiento de las macrófitas. El tamaño más común para un medio de soporte es entre 5–20 mm (Vymazal, 2018). En el medio de soporte crecen las plantas microorganismos y contribuye a la eliminación de ciertos contaminantes, ya que entrega sitios de adsorción. En éste, además, se producen proceso de retención y sedimentación de la materia en suspensión, la degradación de materia orgánica (MO), la transformación y asimilación de nutrientes y la inactivación de

microorganismos patógenos (Vidal and Hormazábal, 2016). Se han reportado diversos estudios los cuales avala que una correcta elección del medio de soporte aumenta la eliminación de P, esto a través de mecanismos de sorción (Burgos, 2015).

Microorganismos, constituyen otro elemento importante, dado que cumplen un rol fundamental en la biogeoquímica del humedal y en la eliminación de contaminantes. Además, pueden influir diversas condiciones químicas y físicas (por ejemplo: pH, oxígeno disuelto (OD) y disponibilidad de nutrientes) donde es importante considerar la actividad microbiana, la biomasa y la dinámica de la población (Mitsch *et al.*, 2015). En la parte cercana a la superficie se encuentran microorganismos aerobios y en partes más profundas se encuentran microorganismos anaerobios (Von Sperling, 2007).

Vegetación, este componente cumple un rol fundamental en la eliminación de contaminantes, además, de generar condiciones y ambientes idóneos para su desarrollo y regulación (Burgos, 2015). Por otra parte, la vegetación dentro del HC ayuda a regular los cambios de temperatura (T°), así en invierno se tendrán T° más cálidas y más frías en el verano (Brix, 1994). Otra de sus funciones es asimilar los nutrientes y acumular metales pesados en los tejidos, regular la T° y la conductividad hidrológica. Además, ellas transportan oxígeno desde las hojas y el tallo hasta las raíces para poder así generar sitios aerobios dentro del humedal (Hadad and Tome, 2006; Reddy *et al.*, 1989; Tanner, 2001). Los tallos y las raíces de las plantas proporcionan sitios para que se genere una biopelícula. Esto ayudará a mejorar los procesos dentro del humedal, ya que mientras más abundancia de bacterias exista dentro del humedal, aumentará el consumo de MO y nutrientes. Esto se debe a que el sistema depende de éstas para cumplir esa función (Brix, 1994; Khatiwada and Polprasert, 1999). Se puede utilizar una gran variedad de plantas en los HC este punto se tratará más a fondo en el **apartado 1.4.3**.

1.4.3. Plantas utilizadas en los humedales construidos

Las especies que se utilizan en los HC son las macrófitas; éstas se definen como todo vegetal cormófito (con raíz, tallo y hojas), que habita en ambientes inundados permanentemente. Éstas pueden ser sumergidas o emergentes y por lo general se ubican en las orillas de los cuerpos de agua. Principalmente viven en agua dulce, pero existe un grupo de estas plantas que soporta la salinidad que se encuentran cercanas al mar (Rodríguez and Dellarosa, 1998). Dependiendo de su morfología podemos encontrar macrófitas flotantes libre, sumergida o arraigadas con hojas flotantes y emergentes. En la **Tabla 3** se encuentra la clasificación de las plantas y una pequeña descripción de éstas. Además, en la **Tabla 4** se describen las principales funciones de estas plantas en los HC.

Tabla 3. Clasificación de las plantas macrófitas.

Clasificación plantas macrófitas	Características
Plantas Emergentes	Las plantas normalmente se levantan y permanecen sobre la superficie del agua, pero algunas especies toleran la sumersión; todos producen órganos reproductivos aéreos.
Plantas de hojas flotantes	Las plantas permanentemente sumergidas y producen hojas flotantes que difieren en morfología de las hojas sumergidas en aguas tranquilas y de flujo lento; producir órganos reproductivos flotantes o aéreos
Plantas Sumergidas	Plantas permanentemente sumergidas; producen órganos reproductores flotantes, aéreos o sumergidos
Plantas Flotantes	Plantas no unidas al sustrato; produce órganos reproductores flotantes, aéreos o muy raramente sumergidos

Fuente: Bowden *et al.* (2017).

Tabla 4. Funciones principales de las macrófitas en los humedales construidos.

Propiedad de la macrófita	Rol en el tratamiento
Tejido vegetal aéreo	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Atenuación de la luz, reduce el crecimiento del fitoplancton ✓ Influye en el microclima, aislamiento durante el invierno ✓ Reduce la velocidad del viento, reduce el riesgo de resuspensión ✓ Mejora el paisaje ✓ Almacenamiento de nutrientes
Tejido vegetal en agua	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Efecto de filtración ✓ Reduce la velocidad de la corriente, aumenta la tasa de sedimentación ✓ Proporcionar área de superficie para crecimiento de biopelículas ✓ Aumenta la excreción de oxígeno fotosintético, aumento en la degradación aeróbica ✓ Incorporación de nutrientes
Raíces y rizomas en el sedimento	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Estabilización de la superficie del suelo ✓ Previene la colmatación del medio granular ✓ Incorpora oxígeno aumentando la degradación y nitrificación ✓ Incorporación de nutrientes ✓ Exudado de antibióticos

Fuente: Brix (1997).

La vegetación utilizada en este estudio corresponde a la macrófita *Schoenoplectus Californicus* (Sch) y la planta ornamental *Cyperus Papyrus* (Cyp).

- a) *Schoenoplectus Californicus*: es una especie de planta herbácea perenne y rizomatosa (presenta tallos subterráneos); puede medir hasta 3m de altura y sus tallos presentan 3 caras con los bordes redondeados de 0,1 a 0,35 mm de ancho. En el ápice presenta una vaina o pequeña lamina. Las flores se agrupan en la antela, que en este caso es de color castaño rojizo. Se multiplica a través de los rizomas. Esta especie crece de forma natural en regiones templadas y cálidas de América, desde el suroeste de Estados Unidos hasta Argentina y Chile, así como de algunas islas del Pacífico (Hawaii y otras); introducida en Nueva Zelanda (González *et al.*, 2008). Tiene una T° óptima de 16 -27°C. Tolera rangos de pH entre 5 y 9. (USDA, 2007). Su tasa de crecimiento es moderado-lento de 30 cm/año (Sepúlveda *et al.*, 2017).
- b) *Cyperus Papyrus*: es una especie de planta herbácea perenne, tiene un grueso rizoma y puede medir de 3-5m de altura. En el ápice sostiene una umbela de hojas obiongolanceoladas y cartilaginosas. Las flores se agrupan en pequeñas espigas que dan origen a una umbela 10 - 45cm de largo. Se multiplica 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 T° favorables (20 a 33°C), generalmente en ambientes húmedos e iluminados. Tolera un pH entre 6 y 8,5. Su tasa de crecimiento es muy rápida (0,4 a 1,5 cm/d) (Solís, 2014).

1.4.4. Mecanismos de eliminación de contaminantes en humedales construidos de flujo sub superficial horizontal

Eliminación de sólidos suspendidos, debido a que la velocidad de flujo del agua es muy baja y la gran superficie que proporciona el lecho de arena y grava, los HFSSH son eficientes en la eliminación de los SS reportando eficiencias superiores al 90% (Leiva *et al.*, 2018; López *et al.*, 2015). Los procesos que promueven la eliminación de SS son principalmente filtración, sedimentación y adsorción. Las partículas coloidales son eliminadas a través de la degradación microbiana o por colisiones con otras superficies sólidas como plantas, SS y bordes del lecho (Vymazal *et al.*, 1998). Los HFSSH tienden a colmatarse, es decir, que los medios de soporte se saturan, más aún si las AS a tratar contienen altas concentraciones de MO recalcitrante (Caselles-osorio *et al.*, 2007). Por ende, es necesaria la instalación de un tratamiento primario, con el fin de evitar la colmatación prematura del sistema (García *et al.*, 2011).

Eliminación de materia orgánica, la MO se encuentra en las AS en forma particulada (65%) y disuelta (14%) (Orhon *et al.*, 2006). Los principales mecanismos que promueven la eliminación de MO son los procesos químicos, físicos y biológicos que ocurren al mismo tiempo dentro del humedal (García and Corzo, 2008). Estos procesos se ven afectados por diferentes factores como la disponibilidad de oxígeno, el pH y la T° (Huang *et al.*, 2005). Los HFSSH al encontrarse permanentemente inundados predominan procesos anóxicos/anaerobios, restringiendo los procesos aeróbicos a sectores cercanos a las raíces y rizomas y, a una capa superficial delgada donde puede haber interacción con la atmósfera (Vymazal and Kröpfelová, 2008).

La eliminación de la materia orgánica particulada (MOP) se realiza a través de la combinación de mecanismos físicos que involucran la sedimentación y filtración (Vymazal and Kröpfelová, 2008). De acuerdo a un estudio llevado a cabo por Huang *et al.*, (2005), el conteo de partículas disminuye en un 90% en el primer cuarto del

sistema, logrando eliminaciones de carbono orgánico total (COT) del 50%. El 10% restante de la MOP es degradada por mecanismos físicos y enzimas extracelulares, transformándose en materia orgánica disuelta (MOD) (Huang *et al.*, 2005).

La MOD, se puede degradar a través procesos aeróbicos y anaeróbicos dentro del humedal. Las bacterias heterótrofas llevan a cabo la degradación aeróbica, pero tienen como limitante el OD que se encuentra dentro del humedal debido a las condiciones anóxicas con las que opera este humedal. En la mayoría de las AS la MOD no suele ser limitante, a excepción de algunas aguas residuales industriales y aguas de escorrentía (Vymazal, 2002). Estas bacterias pueden degradar MO a través de vías anóxicas utilizando el nitrato (NO_3^-) como aceptor de electrones (desnitrificación). Es por esto que la degradación de MO en estos tipos de humedales es principalmente por vías anaeróbicas, debido a baja concentración de OD ($< 2 \text{ mg/L}$) y el ambiente reductor ($+200$ y -400 mV) (García *et al.*, 2003).

La degradación de MOD a través de procesos anaeróbicos es llevada a cabo por las bacterias sulfatoreductoras y metanogénicas. Este proceso biológico se puede realizar debido a las condiciones anóxicas que existen dentro del humedal. La MOD está compuesta principalmente por una compleja mezcla de biopolímeros (proteínas, lípidos, carbohidratos, lignina, entre otros) (Megonikal *et al.*, 2004). A través de varios procesos se logra degradar los biopolímeros, los cuales están explicados en la **Figura 5**.

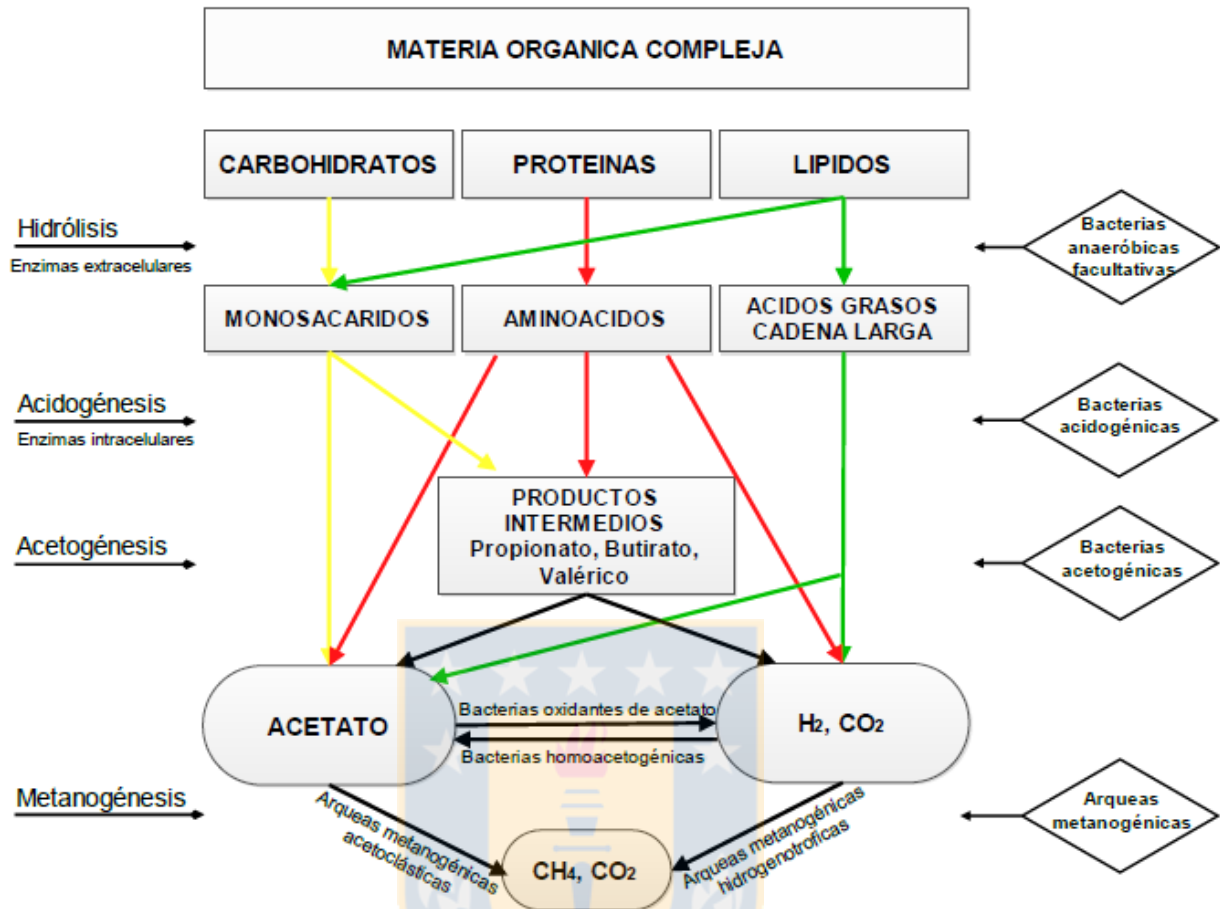


Figura 5. Transformación de la materia orgánica vía degradación anaerobia.
Fuente: Christy *et al.* (2014).

El primer paso es simplificar los polímeros a monómeros, esto gracias a las bacterias anaeróbicas facultativas y enzimas hidrolíticas extracelulares, las cuales realizan una etapa de hidrólisis (Vymazal y Kröpfelová, 2008). El segundo paso es el proceso de acidogénesis o fermentación primaria. Ésta transforma los monómeros en compuestos más simples llamados ácidos grasos volátiles (AGV), como lo son ácido acético, ácido láctico, etanol y gases como el dióxido de carbono (CO₂) e hidrógeno molecular (H₂). La tercera etapa es la acetogénesis, en esta etapa se degradan los AGV y el etanol en acetato, H₂ y CO₂. Esto se logra gracias a las bacterias acetogénicas sintotróficas (Angelidaki *et al.*, 2011). En la última etapa, se encuentra la metanogénesis en la cual los productos generados en la etapa anterior son utilizados por las bacterias metanogénicas y son transformados en metano (CH₄) (Vymazal *et al.*, 1998).

Eliminación de fósforo, en los HC la eliminación del P se lleva a cabo por los procesos abióticos que constan de la sedimentación, adsorción, precipitación, mientras que los bióticos corresponden a la asimilación por parte de las macrófitas (USEPA, 2000). Los procesos abióticos suelen contribuir más a la eliminación de fósforo total (PT), puesto que las plantas sólo participan de un 5 al 10% en la eliminación de PT por asimilación (Tanner, 2001). La eliminación de P depende principalmente del material del medio de soporte, debido a la saturación de este componente en el medio (Arias *et al.*, 2003).

Eliminación de nitrógeno, en los HFSSH, las formas de N predominantes son: nitrógeno orgánico (N_{org}), amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y NO_3^- (Huang *et al.*, 2005). El principal mecanismo de eliminación de nutrientes en los humedales es llevado a cabo por los microorganismos y consiste en un proceso constante de nitrificación y desnitrificación. Además, de estos procesos dentro del humedal se puede eliminar N a través de procesos tales como la volatilización y adsorción del NH_4^+ y, procesos anammox y mineralización del N_{org} (Vymazal, 2007).

En HFSSH el proceso de nitrificación es un proceso microbiano en donde se busca la oxidación del NH_4^+ obteniendo NO_3^- como resultado y como producto intermedio el NO_2^- . En primer lugar, el NH_4^+ se oxida a NO_2^- ; este proceso es llevado a cabo por las bacterias *Nitrosomas*. Estos microorganismos son estrictamente aeróbicos, debido a que dependen de la oxidación del NH_4^+ para generar energía para su crecimiento. El segundo paso es la oxidación de NO_2^- a NO_3^- ; este es llevado a cabo por las bacterias *Nitrobacter*. Este último proceso en los HFSSH es despreciable debido a que las zonas aeróbicas son reducidas y por lo general ocurre en la capa adyacente a la superficie de los rizomas o en la parte cercana a la superficie del lecho.

El mecanismo que predomina en estos humedales es la desnitrificación que consiste en el proceso en el que el NH_4^+ pasa de NO_3^- a nitrógeno gaseoso (N_2). Esta reacción es irreversible y ocurre en presencia de sustrato orgánico. Este

proceso ocurre en condiciones anaeróbicas por lo que los HFSSH, al estar inundado por un largo tiempo, promueven dichas condiciones. Es de suma importancia la presencia de MO (Hauck, 1984; Vymazal, 2007). Por su parte, el N_{org} y el NH_4^+ pueden eliminarse a través de la adsorción por parte del medio granular. Sin embargo, el NH_4^+ podría volver al medio acuoso si se estabilizan las condiciones del humedal, esto debido a que es un proceso reversible. Las plantas macrófitas asimilan el N inorgánico y lo convierten en compuestos orgánicos que sirven para la formación de nuevas células y tejidos, de esta forma eliminan el N cuando pierden biomasa(Vymazal, 2007).

Eliminación de las sales, la eliminación de las concentraciones de sales ocurre principalmente a través de las plantas macrófitas presentes en los HFSSH. Éstas transportan el exceso de iones inorgánicos a través de su tallo hasta las hojas, en las cuales acumulan las sales y son desechadas cuando la hoja se desprende de la planta (Shaer, 2010). Además, equilibran la presión osmótica de la célula de la planta (Lee *et al.*, 2008). Además, las plantas pueden activar enzimas antioxidantes para sintetizar compuestos antioxidantes. Este tipo de enzimas (superóxido dismutasa, glutatión peroxidasa, entre otras), bajo un alto estrés salino, ayudan a prevenir lesiones causadas por especies reactivas de oxígeno (Kumari *et al.*, 2015). A su vez, pueden generar una regulación hormonal en donde, se busca aumentar los brotes y las raíces para mitigar el efecto inhibitorio de las sales (Gupta and Huang, 2014; Deinlein *et al.*, 2015)

1.5. Humedales construidos para el tratamiento de efluentes salinos

En la **Tabla 5** se muestran diferentes eficiencias de eliminación de contaminantes en HC para el tratamiento de aguas residuales salinas.

Principalmente, los estudios se han enfocado en evaluar las eficiencias de los HC para poder eliminar nutrientes en presencia de sal y la capacidad de reducir la salinidad, en donde la salinidad es ajustada agregando NaCl a sus influentes. Dentro de este contexto los sistemas han alcanzado eficiencias sobre 70%, 60% y 70% para la eliminación de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5), nitrógeno total (NT) y PT respectivamente. Los HC dependiendo de las macrófitas utilizadas han reportado distintos niveles de eliminación de salinidad, en algunos casos obteniendo resultados de un 58 %, como se muestra en la **Tabla 5**. Los rangos de salinidad van desde los 0.36 mS/cm hasta los 30 mS/cm, estos influyen directamente en los resultados en la eliminación de nutrientes, por ejemplo, Yan *et al.* (2017) utilizó distintos rangos de salinidad (7;10;15;30 mS/cm) obteniendo resultados óptimos de eliminación de nutrientes a los 15 mS/cm y luego descendiendo el porcentaje de eliminación a los 30 mS/cm. Los estudios anteriores muestran que los HC con plantas macrófitas halófitas son factibles para tratar AS con concentraciones de sal, obteniendo resultados óptimos de eliminación de nutrientes y sales, pero se debe estudiar las macrófitas a utilizar y las concentraciones de salinidad en la cual el rendimiento es óptimo.

Tabla 5. Eficiencias de eliminación de HC para el tratamiento de aguas residuales salinas.

Tipo de Humedal	Plantas Utilizadas	Tipo de influente tratado	CE (mS/cm)	Eficiencia de eliminación (%)				Ref.
				DBO ₅	NT	CE	PT	
HFSSV	<i>Canna Indica</i>	Sintético	7	-	75	-	95	[1]
			10	-	85	-	99	
			15	-	95	-	90	
			30	-	40	-	75	
HFSSH	<i>Juncus kraussii</i>	Curtiduría	11	-	69	48	86	[2]
			12	-	12	44	53	
			37	-	0	53	8	
			38	-	62	46	77	
HFSSH	<i>Thalia dealbata</i> , <i>Hedychium chrysoleucum</i> y <i>Acorus calamu</i>	Acuicultura	0.4	85 – 88	54 - 69	3	73 – 82	[3]
HFSSV	<i>Bassia Indica</i>	Lechería	0.2	-	-	14	-	[4]
HFSSH	<i>Arundo Donax</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i>	Curtiduría	10	73	75	-	83	[5]

Fuente: [1]: Yan *et al.* (2017); [2]: Bennett *et al.* (2006); [3]: Minghui *et al.* (2011); [4]: Shelef *et al.* (2012); [5]: Calheiros *et al.* (2012)

1.6. Objetivos para el desarrollo sostenible

A nivel mundial existe una gran preocupación por el cuidado del medio ambiente, es por esto que los 193 estados que pertenecen a las Naciones Unidas requieren unificar fuerzas para lograr satisfacer las necesidades presentes sin comprometer los recursos para las generaciones futuras. Este es el principal objetivo del desarrollo sostenible. Para esto, durante 3 años se ha llevado a cabo un proceso transparente y participativo, del cual se logró definir 3 pilares para lograr el desarrollo sostenible a nivel mundial. Estos son: el crecimiento económico, inclusión social y protección ambiental, cada uno de ellos interrelacionados entre sí. Con estos 3 elementos base se propusieron a nivel mundial 17 objetivos y 169 metas dentro de la nueva agenda de desarrollo sostenible (ONU, 2015).

Dentro de los 17 objetivos para el desarrollo sostenible (ODS), esta tesis contribuye en 4 objetivos principalmente, debido a que todos están interrelacionados. Logrando algunas metas se puede indirectamente ayudar al cumplimiento de otros. Los ODS tratados en la presente tesis son ODS 6: agua limpia y saneamiento, más del 80% de las aguas residuales resultantes de actividades humanas se vierten en los ríos o el mar sin ningún tratamiento, lo que provoca su contaminación. ODS 12: producción y consumo responsable, el agua se está contaminando más rápido de lo que la naturaleza puede reciclar y purificar, además, la infraestructura para gestionar el agua es costosa. ODS 14: vida submarina, una de sus metas es prevenir y reducir la contaminación de todo tipo, en particular la producida en tierra. Por último, ODS 15: Vida de ecosistemas terrestres, busca velar por la conservación, el restablecimiento y el uso sostenible e los ecosistemas interiores de agua dulce y los servicios que proporcionan.

2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

Partiendo de las premisas que los humedales construidos son sistemas capaces de tratar aguas servidas salinas alcanzando eficiencias de eliminación de materia orgánica sobre un 50% y que la salinidad puede ser expresada en conductividades eléctricas, surge la siguiente pregunta de investigación:

En un sistema de humedales construidos ¿Cómo afectarán distintos niveles de salinidad en la eliminación de materia orgánica y comportamiento de la planta?

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Evaluar el efecto de un influente con distintos niveles de salinidad expresado en conductividades eléctricas sobre la eliminación de materia orgánica y el comportamiento de la planta de un sistema de humedales construidos a escala de laboratorio.

3.2. Objetivos específicos

- Determinar las eficiencias de eliminación de la materia orgánica y nutrientes frente a un influente sintético con distintos niveles de salinidad expresada en conductividades eléctricas.
- Determinar el balance de materia orgánica en un sistema de humedales construidos frente a un influente sintético con distintos niveles de salinidad expresada en conductividades eléctricas.
- Establecer los efectos de los distintos niveles de salinidad expresada en conductividades eléctricas de un influente en el crecimiento de las plantas en un humedal construido a escala de laboratorio.

4. METODOLOGÍA

4.1. Caracterización del influente

El influente que se utilizó para alimentar el HFSSH se obtuvo de la PTAS de la comuna Hualqui, Región del Biobío. El agua se extrajo por una bomba para aguas negras modelo VXm8/35-I (marca Pedrollo), después del pre-tratamiento de ESSBIO (cámara de rejas con separación de 40 mm). Esta agua fue transportada al sistema de tratamiento primario de la planta piloto. Este sistema está formado por tres partes: tanque desarenador-desengrasador (630L), fosa séptica (1200L) y tanque de bombeo (630L). Del tanque de bombeo se extrajeron 40L de AS. El influente se almacenó a 4 °C en la cámara de frío hasta su utilización.



Figura 6. Obtención del influente.

4.2.Sistemas en estudio

4.2.1.Etapa 1

En la primera etapa realizada en esta tesis, buscaba comparar 2 sistemas de HFSSH, en donde, el único componente que variaba es la vegetación. Para esto se construyeron 3 humedales, un humedal control (HFSSH-C) que contiene sólo medio de soporte, sin vegetación y los otros 2 humedales estaban plantados con una especie de planta, siendo éstas *Cyp* (HFSSH-Cyp) y *Sch* (HFSSH-Sch). Los HC fueron operados en un invernadero a $T^{\circ}17 \pm 5^{\circ}\text{C}$, siendo representativa de las condiciones climáticas donde se desarrolló la investigación clasificado como cálido-templado con influencia mediterránea (Región del Bío-Bío Centro Sur de Chile) (DGAC, 2012). Cabe destacar que el estudio se realizó en el periodo de primavera-verano. Cada humedal contenía un volumen de 3L. Se utilizó un tanque de plástico para contener el agua. En la **Figura 6**, se muestra el sistema que fue ocupado para esta investigación, en la **Figura 7** se muestra un diagrama del funcionamiento del humedal y la **Tabla 6** resume las características de construcción y operación de los humedales.

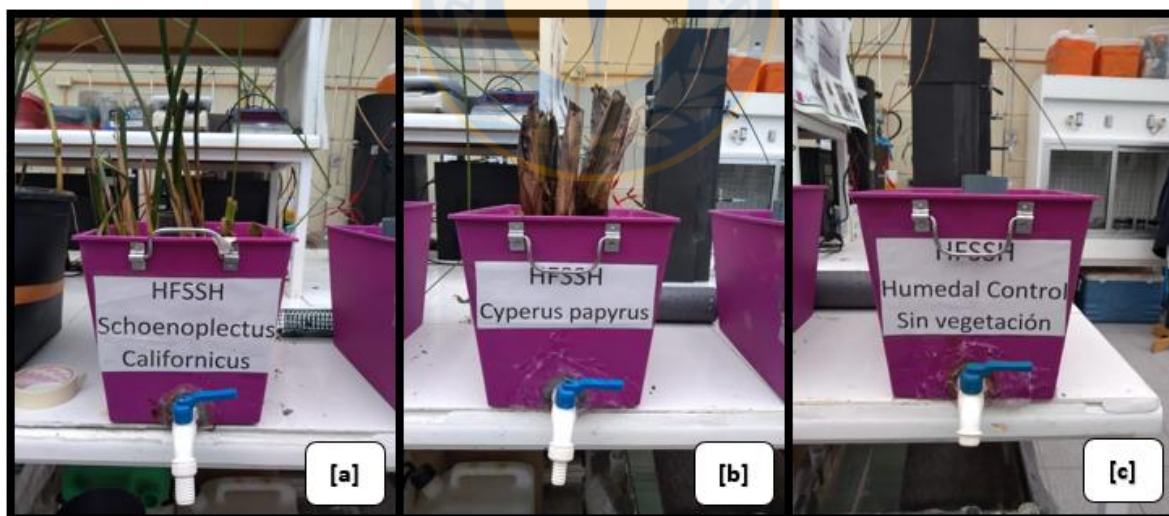


Figura 7. Humedales contruidos de flujo subsuperficial horizontal. **[a]:** *Schoenoplectus californicus* (HFSSH-Sch); **[b]:** *Cyperus papyrus* (HFSSH-Cyp); **[c]:** Control, sin vegetación (HFSSH-C).

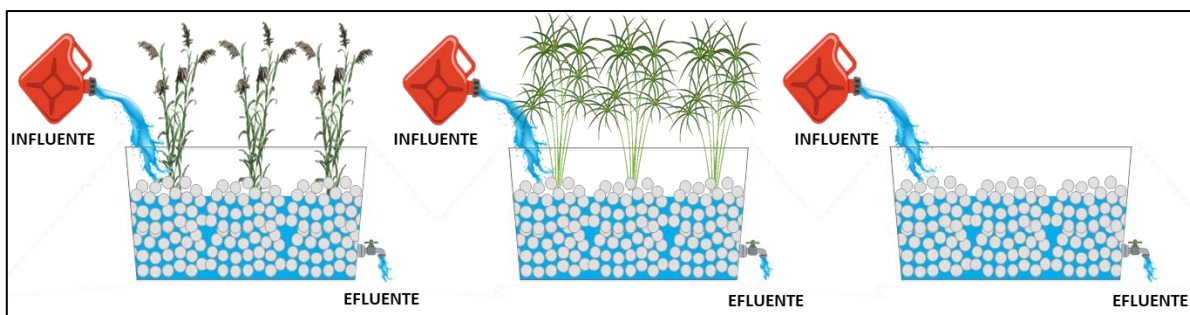


Figura 8. Funcionamiento de los HFSSH.

Semanalmente, cada sistema de humedales fue alimentado con el influente de forma manual. Al pasar una semana (7d), los HFSSH fueron vaciados completamente a través de llaves de agua instaladas en cada sistema. Para los análisis, se utilizaron 1L de cada uno de los efluentes generados y los volúmenes restantes fueron desechados por el desagüe. En cuanto a la estrategia de operación, estos humedales trabajaron a una CE de 10 mS/cm, en donde se midieron los parámetros *in situ* (pH, T°, potencial óxido reducción (POR), CE, OD, sólidos totales disueltos (STD) y se analizaron los siguientes parámetros físico-químicos: COT, DQO, DBO₅, NH₄⁺, NT, NO₃⁻, NO₂⁻, PT, fosfato (PO₄³⁻), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV). La **Tabla 6** presenta las características de construcción y operación de los sistemas en estudio.

Tabla 6. Características de construcción y operación humedales construidos.

Parámetro	Valor o Característica
Dimensiones (L x A x H)	0,34m x 0,23 m x 0,23 m
Medio de soporte	Grava (19-25 mm)
TRH	7 días
CE	10 mS/cm
Duración de las etapas	49 días
Especies de plantas	- <i>Schoenoplectus californicus</i>
	- <i>Cyperus papyrus</i>

Notas: Largo: L, Ancho: A, Altura: H, Tiempo de Retención Hidráulico: HRT

Fuente: Burgos *et al.* (2017).

4.2.2. Etapa 2

Luego de los 49 días de operación y en base a las eficiencias de eliminación de MO se seleccionó el sistema que obtuvo mejores resultados para proceder a realizar la etapa 2. En esta segunda etapa se seleccionó la planta *Cyp* debido a que ese sistema presentó mejores eficiencias de eliminación de MO. En este experimento se buscó determinar las eficiencias de eliminación de MO a distintas CE. Para esto se construyeron 5 HFSSH, un HFSSH-C al cual la CE no fue ajustada (cercano a 1 mS/cm), y 4 HFSSH con CE de 2,5 (HFSSH-2,5), 5 (HFSSH-5), 7,5 (HFSSH-7,5) y 10 (HFSSH-10) mS/cm. Estos humedales fueron operados bajo las mismas condiciones señaladas en el apartado 4.2.1. Cada humedal tuvo un volumen de 4L. Se ocupó un tanque de plástico para contener el agua. En la **Figura 8**, se muestra el sistema que se ocupó para esta investigación, en la **Figura 9** se muestra un diagrama del funcionamiento de los humedales. En la **Tabla 6** se resumen las características de construcción y operación de los humedales. Cabe mencionar que la duración de la etapa 2 fue de 42 días y se trabajó con distintas CE antes mencionadas y que la especie utilizada es *Cyp*.

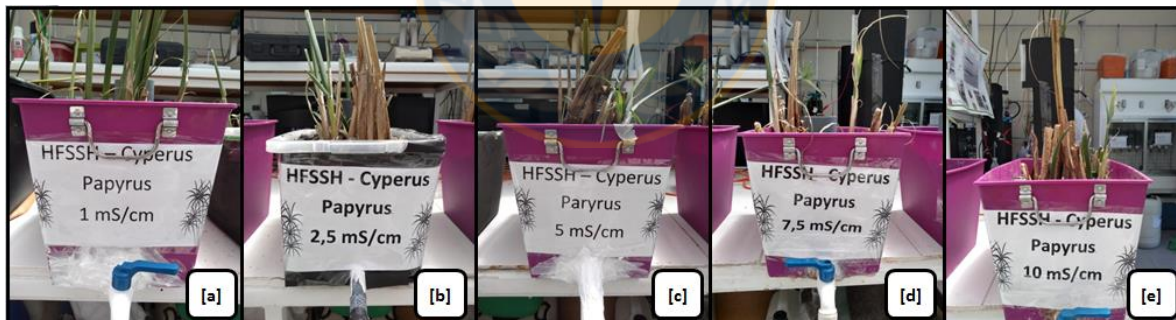


Figura 9. Humedales contruidos de flujo subsuperficial horizontal.
[a]: HFSSH-C; [b]: HFSSH-2,5; [c]: HFSSH-5; [d]: HFSSH-7,5; [e]: HFSSH-10.

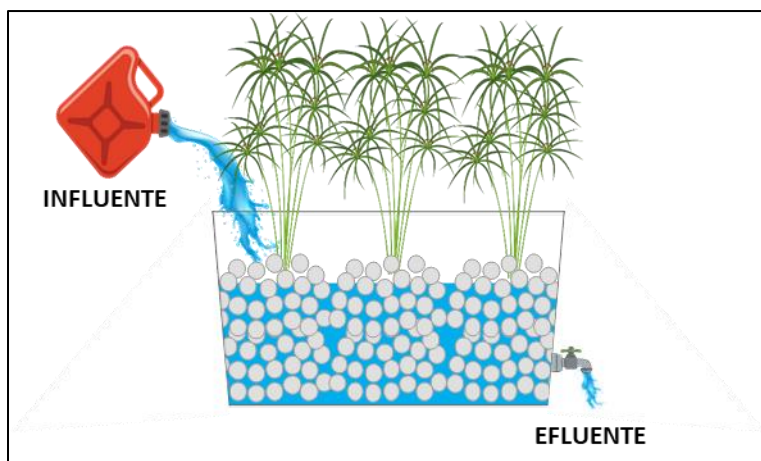


Figura 10. Funcionamiento de los HFSSH.

Se siguió la misma metodología utilizada en la etapa 1 para alimentar y obtener los efluentes. Además, se midieron los parámetros *in situ* mencionados en la primera etapa y en esta segunda etapa se midieron los STD y el NaCl. Respecto a los análisis en el laboratorio se realizaron los mismos análisis mencionados en la etapa 1 y se agregó el análisis de clorofila. Por otra parte, se realizó un análisis foliar, para poder determinar la contribución de la planta a los diferentes procesos de eliminación.

4.3. Monitoreo del sistema de estudio

La frecuencia obtención de los efluentes se realizó semanalmente durante las 2 etapas para los HC. En ambas, se midió 1 vez por semana parámetros como pH, T° (°C), POR, CE, OD y sólo en la segunda etapa se midió STD y NaCl utilizando para ello, un medidor multiparámetro portátil OAKTON (PC650-480485) y un medidor de OD portátil (HANNA OXI 330i/set HI 9146-04).

4.3.1. Parámetros físico-químicos. Dentro de la caracterización fisicoquímica del influente y efluente para ambas etapas, se midieron los siguientes parámetros: COT, DQO, DBO₅, NH₄⁺, NT, NO₃⁻, NO₂⁻, PT, PO₄³⁻, SST y SSV. Los análisis se realizaron cada una semana para los efluentes de los HC. En la segunda etapa se analizó la clorofila de la vegetación en los 5 sistemas en estudio cada 10 días. Igualmente, al final de la investigación se le realizó un análisis foliar a la vegetación de los HC.

En cuanto a las técnicas utilizadas, para la determinación de COT, se utilizó el método de oxidación por combustión catalítica a 680 °C y posterior detección por NDIR utilizando para ello el equipo TOC- L-CPH Shimadzu (APHA, 1998). La determinación de DQO se realizó por el método colorimétrico de reflujo cerrado utilizando un espectrofotómetro a 660 nm (Thermo Spectronic - Genesis 10 UV) (NCh2313/24 1997; APHA 1998). Para establecer la concentración de MO biodegradable se midió la DBO₅, incubando las muestras en oscuridad a 20 °C durante 5 días, determinando así el OD con el método Winkler azida modificada (APHA 1998). Por su parte, la concentración NH₄⁺ fue determinada mediante la reacción del NH₄⁺, hipoclorito y fenol catalizado por el nitroprusiato de sodio y medido espectroscópicamente (640nm). Las concentraciones de NT, NO₃⁻, NO₂⁻ y PT fueron medidas utilizando Kits específicos de la línea Spectroquant-Nova 60 de Merck (APHA, 1998). Por su parte la técnica analítica que se utilizó para medir PO₄³⁻ consistió en una determinación colorimétrica bajo condiciones ácida a 890nm. Finalmente, los SST y SSV se realizaron por método gravimétrico depositando las muestras filtradas en cápsulas de porcelana y posterior secado en estufa a 103-105 °C, para ser finalmente mufladas a 550 °C (APHA, 1998).

4.4. Balance de materia orgánica

La **ecuación 1** se utilizó para realizar el cálculo del balance de MO en función de la DQO:

$$C_e * Q_e * d_o - C_s * Q_s * d_o = C_{ret} + C_{gen} + C_p \quad \text{Ec.1}$$

Tabla 7. Parámetros y sus unidades de la ecuación del balance de la materia orgánica.

Parámetro	Unidad
C_e = Concentración de entrada	mg/L
Q_e = Caudal de entrada	L
d_o = Días de operación	días
C_s = Concentración de salida	mg/L
Q_s = Caudal de salida	L
C_{acm} = Concentración retenida	mg/L
C_{gen} = Concentración generada	mg/L
C_p = Concentración en la planta	mg/L

Fuente: Sepúlveda *et al.* (2017).

Materia orgánica acumulada. Las muestras para el análisis de la MO se extrajeron de un tubo de PVC perforado que contiene un núcleo de grava destinado para el análisis de sistema. Cuando se retiró la grava del sistema, ésta se refrigeró a 4 °C hasta su utilización.

A través de la DQO soluble (DQO_{sol}) se determinó la distribución MOP, se consideraron 3 intervalos tamaño de partículas. La DQO_{sol} se determinó a través de la **ecuación 2**, que representa la C_{gen} :

$$DQO_{sol} = DQO_t - DQO_{11\mu m} - DQO_{0,45\mu m} \quad \text{Ec. 2}$$

La DQO total (DQO_t) se calculó a través del agua obtenida después de haber sonificado la grava mediante ultrasonido, esto para poder remover el biofilm que se encuentra adherido a la grava. La $DQO_{11\mu m}$ se obtuvo luego de pasar el agua

ultrasonicada por un filtro de 11µm. DQO_{0,45µm} se obtuvo luego de pasar el agua filtrada a 11µm por un filtro de 0,45 µm.

La DQO coloidal (DQO_c) se determinó a través de la **ecuación 3**, que representa la C_{ret}:

$$DQO_c = DQO_{11\mu m} - DQO_{0,45\mu m} \quad \text{Ec.3}$$

4.5.Evolución de las plantas

4.5.1. Mediciones alométricas. Quincenalmente se evaluó el crecimiento de las plantas, se tuvo en cuenta la cantidad, largo y ancho de las hojas y el largo de los tallos. Se llevo un registro de lo antes mencionado. Además, se realizó un registro fotográfico. Esto para ver la influencia de la salinidad en el desarrollo de las plantas.

- **Análisis de la clorofila.** La clorofila se midió a través del método de extracción por acetona, utilizado en Fangli *et al.* (2018), en donde se utilizaron 300mg de planta, luego se trituró la planta en un mortero que contenía 25ml de acetona al 80%. Posteriormente, se traspasó la mezcla a un frasco plástico (50 ml) y se dejó reposar por 24 h en oscuridad. Concurrido este tiempo, el líquido obtenido se midió en el espectrofotómetro a 645nm y 663nm (Thermo Spectronic - Génesis 10 UV). Para calcular la clorofila a y b se utilizaron la ecuación 5 y la ecuación 6, respectivamente. Además, el cálculo de la clorofila total se realizó utilizando la ecuación 7.

$$Clf_a = 12,72 * Abs_{663} - 2,59 * Abs_{645} \quad \text{Ec.5}$$

$$Clf_b = 22,9 * Abs_{645} - 4,67 * Abs_{663} \quad \text{Ec.6}$$

$$Clf_{total} = Clf_a + Clf_b \quad \text{Ec.7}$$

4.5.2. Análisis foliar. Las muestras fueron tomadas de forma separada por los sistemas de estudio (tallo, raíz y flor). Se pesaron 200g de cada variedad muestreada y se colocaron en bolsas de papel etiquetadas (INIA, 1982). Luego, fueron enviadas al laboratorio del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) Quilmapu de Chillán. A las muestras se le realizó un análisis foliar completo, para determinar la concentración de N, P, K⁺, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, cobre (Cu), hierro (Fe), zinc (Zn), boro (B) y azufre (S). Para la detección de estos compuestos, se siguió la metodología indicada por CNA (2004).

4.6. Análisis estadístico

Con el objetivo de verificar si las eficiencias de eliminación en los HFSSH que se analizaron en este estudio son estadísticamente significativas, se utilizó 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. En donde se determinaron las diferencias a lo largo del monitoreo. Para esto se llevó a cabo el test ANOVA para aquellas que mostraron una distribución normal y test de Kruskal Wallis para aquellas sin distribución normal. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo a un nivel de significancia del 5% ($p = 0,05$) (Di Rienzo *et al.*, 2011).

5.RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Caracterización del influente

La **Tabla 8** y **9** muestran los parámetros *in situ* y caracterización fisicoquímica promedio del influente de AS posterior al tratamiento primario, durante el periodo de monitoreo.

Tabla 8. Parámetros *in situ* del influente.

Parámetros <i>in situ</i> influente		
Parámetro	Unidad	1 mS/cm
pH		6,91 ± 0,32
T°	°C	15,85 ± 5,87
POR	mV	- 88,55 ± 137,96
OD	mg/L	1,83 ± 0,39
EC	mS/cm	1 ± 0,10
TDS	ppm	834,40 ± 17,20
NaCl	ppm	740,07 ± 83,90

Tabla 9. Caracterización fisicoquímica del influente.

Parámetro	Unidad	Influente
SSV	g/L	0,10 ± 0,01
SST	g/L	0,11 ± 0,00
DBO ₅	mg/L	231,07 ± 20,73
DQO	mg/L	261,06 ± 20,62
COT	mg/L	56,06 ± 2,70
NT	mg/L	100,50 ± 19,09
N-NH ₄ ⁺	mg/L	73,15 ± 9,58
N-NO ₃ ⁻	mg/L	1,29 ± 0,02
N-NO ₂ ⁻	mg/L	0,03 ± 0,02
PT	mg/L	13,80 ± 7,21
P-PO ₄ ⁻³	mg/L	13,03 ± 9,25

La **Tabla 8**, presenta la caracterización de los parámetros *in situ* de los influentes, Respecto al pH los valores obtenidos se encuentran cercanos a 7, al igual que lo presentados en García *et al.* (2004). La T° y CE corresponde a AS moderadas (< 18°C y < a 1 mS/cm) (Henze *et al.*,1997).

La **Tabla 9** presenta la caracterización del influente al cual se le analizaron los parámetros de materia orgánica (DBO₅, DQO y COT), sólidos (SST y SSV), nitrógeno (NT, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ y N-NO₂⁻) y fósforo (PT y PO₄⁻³). De acuerdo a los rangos de AS de origen rural presentados en Vera (2012) (200-1600 mg DQO/L; 200-500 mg DBO₅/L; 100-500 mg SST/L; 35-100 mg NT/L; 6-30 mg PT/L; 6-25 mg PO₄⁻³/L), los influentes utilizados en este estudio están dentro de los rangos normales, a excepción del contenido de NT que se encuentra en el límite de lo propuesto. Respecto a las concentraciones de COT, DQO y DBO₅, el primer parámetro corresponde a una AS muy diluida (< 70mg/L), el segundo y tercer parámetro corresponde a AS diluidas (< 320 mg/L y <250 mg/L) (Henze *et al.*,1997). A su vez, la concentración de N (NT y NH₄⁺) corresponde a AS concentradas (Henze

et al., 1997). Esto puede estar relacionado con el origen de las AS de tipo rural. En este caso, el influente es de tipo rural, por lo tanto, son sectores en donde la actividad agrícola predomina, por ende, se observan mayores cantidades de N en las AS (Tsuzuki *et al.*, 2010). Finalmente, las concentraciones de PT y PO_4^{3-} corresponden a AS moderadas y concentradas (Henze *et al.*, 1997), respectivamente. Esto se puede atribuir a lo mencionado respecto al N.

5.2. Eficiencias de eliminación de materia orgánica durante la etapa 1

La **Figura 11** muestra las concentraciones y eficiencias de eliminación promedio de DQO y DBO_5 para los sistemas HFSSH-C, HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch. Observando las concentraciones de DQO (**Fig. 11a**) de los efluentes de los 3 sistemas, éstas variaron entre 117 – 249 mg/L, así se obtuvo promedios de concentraciones de $156,45 \pm 21,06$ mg/L, $189,21 \pm 16,14$ mg/L y $199,90 \pm 26,69$ mg/L para HFSSH-C, HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch, respectivamente. Al comparar los sistemas con plantas (HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch) con el sistema sin planta (HFSSH-C), las concentraciones resultan 21 y 28%, menores que HFSSH-C para HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch, respectivamente. En el caso de las eficiencias de eliminación de DQO (**Fig. 11a**) los sistemas HFSSH-C, HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch alcanzaron valores de 57, 47 y 42%, respectivamente. Observándose diferencias de un 21 y 36% entre el sistema HFSSH-C y los sistemas HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch, respectivamente. Se observaron diferencias significativas entre los sistemas HFSSH-C y HFSSH-Cyp ($p < 0,05$); a diferencia de los sistemas HFSSH-C y HFSSH-Sch, en donde no se observaron diferencias significativas ($p > 0,05$). Por otra parte, las concentraciones de DBO_5 (**Fig. 11b**) alcanzada por los 3 sistemas en estudio variaron entre 30 – 150 mg/L, observando concentraciones promedio para cada sistema de $66,05 \pm 20,12$ mg/L, $83,62 \pm 12,20$ mg/L y $100,45 \pm 32,05$ mg/L para HFSSH-C, HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch, respectivamente. Por ende, el sistema HFSSH-C alcanzó menores concentraciones de DBO_5 en un 26 y 51%, en comparación con los sistemas HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch, respectivamente. En cuanto a las eficiencias de eliminación promedio de

DBO₅ (**Fig. 11b**) los sistemas HFSSH-C, HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch alcanzaron valores de 73, 64 y 59%, respectivamente. Al igual que los resultados obtenidos para las eficiencias de eliminación de DQO el sistema HFSSH-C obtuvo un rendimiento de 14 y 24% mayor que los sistemas HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch, respectivamente. No se observaron diferencias significativas entre los sistemas HFSSH-C y los sistemas HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch ($p>0,05$).



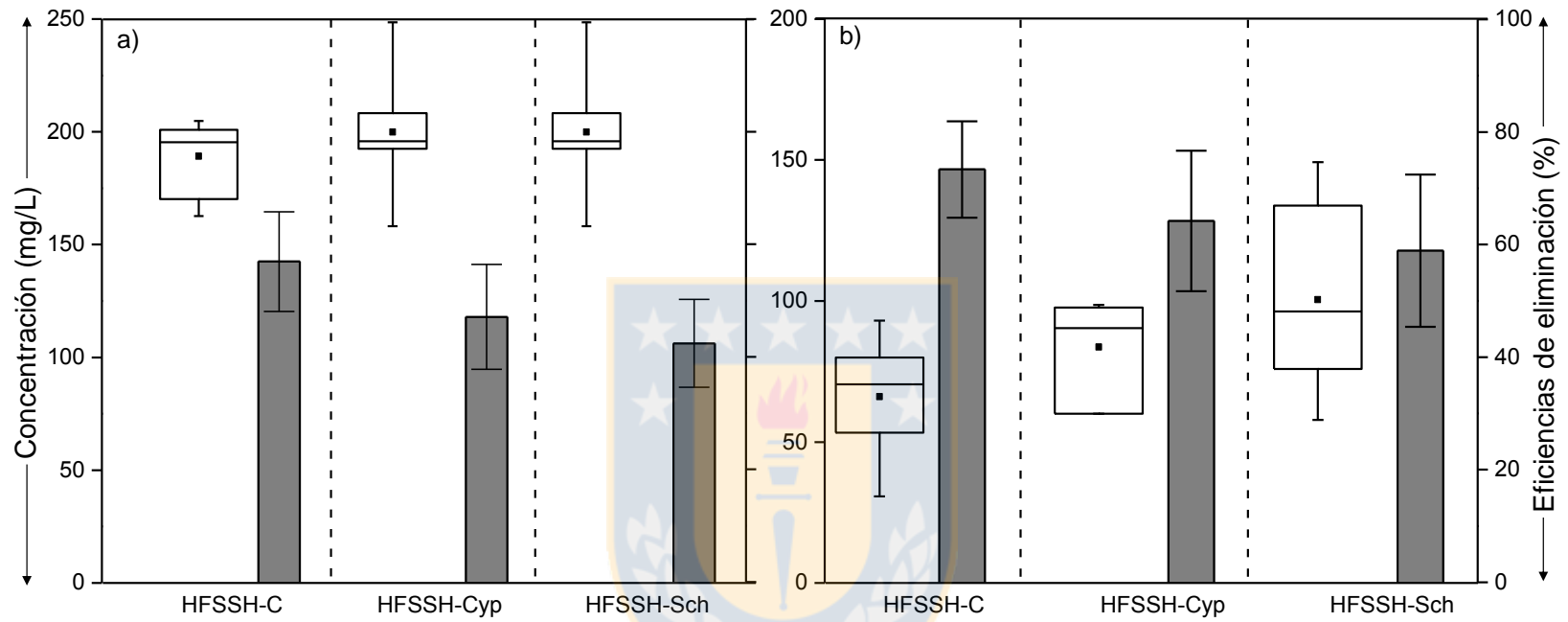


Figura 11. Concentración y eficiencias de eliminación de materia orgánica para los sistemas HFSSH-C, HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch. a) DQO; b) DBO₅.

Con respecto a los resultados presentados anteriormente, se tiene que el HFSSH-C obtuvo el mejor rendimiento en la eliminación de MO, frente a los sistemas HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch. Este comportamiento puede deberse a la adaptación de las plantas frente a la presencia de una CE de 10 mS/cm. Frente a un influente salino la planta se encuentra con un estrés osmótico alto, en donde se debe gastar más energía de lo habitual para poder obtener los nutrientes y el agua necesaria para subsistir. Debido a esto, el crecimiento se ve afectado, ya que, la planta no puede captar los recursos con facilidad como si estuviera en condiciones de salinidad normal o menores (Liang, *et al.*, 2017). Munns and Tester, (2008) plantean un límite de salinidad de 2,5 mg/L en donde el crecimiento de la planta se ve afectado. En esta etapa, se trabajó con 10 mS/cm (13g/L de NaCl). Esta condición provocó una reducción en el crecimiento de las hojas, una disminución la producción de hojas nuevas y una disminución en el crecimiento de brotes. Sólo en la planta *Cyp*, se evidenció la germinación de una hoja; sin embargo, éste fue afectado por la salinidad llevándolo a la muerte del brote (**Figura 12**). A la hora de elegir la vegetación para la siguiente etapa del estudio, se observaron que las eficiencias de eliminación de DQO y DBO₅ alcanzadas por HFSSH-Cyp fueron 12 y 8% mayores a las reportadas por HFSSH-Sch. Esto puede estar relacionado con un mayor enraizamiento de Cyp al sistema, lo que pudo provocar una mayor presencia de microorganismos en ese sistema (Liang *et al.*, 2017). Por lo anteriormente mencionado es que para el siguiente estudio se escogió la planta *Cyperus papyrus* como vegetación.



Figura 12. Seguimiento fotográfico del crecimiento de la planta del sistema HFSSH-Cyp.

5.3. Caracterización de los efluentes de la etapa 2

Las **Tablas 10** y **11** presentan los parámetros *in situ* y la caracterización fisicoquímica promedio de los 5 efluentes de los sistemas en estudio, esto posterior a un tratamiento primario y de HFSSH, durante el periodo de monitoreo.

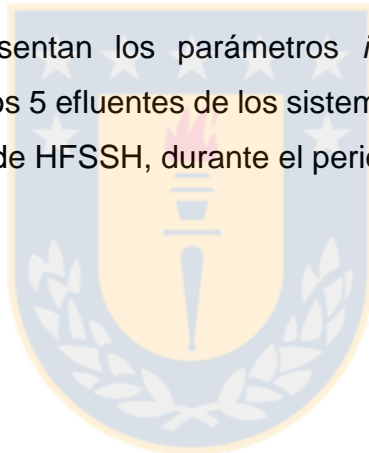


Tabla 10. Parámetros *In Situ* de los efluentes generados por los diferentes humedales de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH).

Parámetros <i>in situ</i> de los humedales						
Parámetro	Unidad	1 mS/cm	2,5 mS/cm	5 mS/cm	7,5 mS/cm	10 mS/cm
pH		7,66 ± 0,16	7,33 ± 0,12	7,22 ± 22,8	7,32 ± 0,16	7,07 ± 0,31
T°	°C	22,54 ± 4,81	23,2 ± 4,80	22,8 ± 5,02	23,2 ± 5,02	23,4 ± 5,16
Redox	mV	-206,27 ± 42,69	- 149,77 ± 11,79	- 153,17 ± 24,28	- 164,35 ± 21,66	- 163,2 ± 16,4
OD	mg/L	0,47 ± 0,06	0,45 ± 0,3	0,57 ± 0,28	0,4 ± 0,13	0,42 ± 0,13
EC	mS/cm	1,55 ± 0,36	2,71 ± 0,58	5,47 ± 0,86	7,66 ± 0,46	10,78 ± 0,99
STD	ppt	836 ± 222	1.445 ± 294	3.328 ± 709	4.198 ± 328	6.012 ± 641
NaCl	ppt	838 ± 214	1.491,83 ± 314	3.448 ± 491	4.488 ± 262	6.575 ± 563

Tabla 11. Caracterización fisicoquímica de los efluentes generados por los diferentes humedales de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH).

Parámetro	Unidad	Humedales				
		1 mS/cm	2,5 mS/cm	5 mS/cm	7,5 mS/cm	10 mS/cm
SSV	g/L	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,01
SST	g/L	0,012 ± 0,005	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,001 ± 0,01
DQO	mg/L	153,80 ± 18,70	160,06 ± 14,49	160,10 ± 16,30	184,60 ± 12,30	183,40 ± 12,42
DBO₅	mg/L	60,50 ± 23,70	70,36 ± 5,26	70,40 ± 23,01	136,70 ± 25,50	131,70 ± 33,35
COT	mg/L	34,70 ± 3,70	33,62 ± 4,33	33,60 ± 9,80	39,30 ± 7,40	36,70 ± 0,75
NT	mg/L	48,30 ± 5,80	54 ± 3,46	54 ± 3,10	71,80 ± 6,80	55,30 ± 3,50
N-NH₄⁺	mg/L	29,80 ± 9,90	33,89 ± 10,76	33,90 ± 8,50	37,20 ± 12,10	30,80 ± 7,20
N-NO₃⁻	mg/L	1,10 ± 0,40	0,65 ± 0,39	0,66 ± 0,35	0,65 ± 0,63	0,83 ± 0,57
N-NO₂⁻	mg/L	0,05 ± 0,01	0,03 ± 0,00	0,03 ± 0,00	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01
PT	mg/L	13,10 ± 4,70	6,8 ± 2,10	6,80 ± 1,50	13,90 ± 3,90	9,05 ± 1,1
P-PO₄⁻³	mg/L	12,50 ± 4,90	6,34 ± 2,05	6,30 ± 1,60	13,10 ± 4,01	8,80 ± 0,98

La **Tabla 10** presenta los valores promedio de los distintos parámetros *in situ* de los HC, obteniendo un rango de pH que varía entre 7,01 – 7,66, siendo coherente con lo que presenta García *et al.* (2004), quien reportó rangos de 7 – 7,62. Respecto a la T°, se presentaron valores promedios de 22,54 – 23,4°C. Leiva *et al.* (2017) reportó valores de T° promedio de 16,9°C, utilizando la misma vegetación, el mismo tipo de HC y en la misma época del año. Al comparar las T° promedio obtenidas por los sistemas de estudio con los resultados obtenidos por Leiva *et al.* (2017), se observa un aumento de 33, 37, 35, 37 y 38% para los sistemas HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Esto se puede deber a que la vegetación no cumplió la función de regular la T° de los HC (Brix, 1994). Observando los valores de POR, estos varían entre -149,77 y -206,27 mV. A su vez, las concentraciones de OD en estos sistemas de estudio fueron menores a 1 mg/L. Estos resultados concuerdan con los reportados por García *et al.* (2004) que observaron POR y OD que fluctúan entre -338 y -390 y 0,07 y 0,17 mg/L, respectivamente. Con estos resultados se puede concluir que los HC operan bajo condiciones anaeróbicas. En este caso la MO se degrada primordialmente a través de reacciones anaeróbicas. Los HC que se encuentran permanentemente inundados, como los HFSSH, tienden a tener problemas para transportar oxígeno, por ende, tienden a disminuir el POR. Es por esto que, se espera que el POR sea negativo en muchos casos menor a -100 mV (García *et al.*, 2003). En cuanto a las concentraciones de CE, se puede notar un aumento de 55, 8, 9, 2 y 8% para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Este aumento puede ser a causa de la alta evapotranspiración. La evapotranspiración reduce el volumen de agua de los HC y aumenta la concentración de sal, por ende, aumenta la CE de los efluentes (Freedman *et al.*, 2014). Cabe destacar que Andreo-Martínez *et al.* (2017), reportó resultados similares a los obtenidos en este estudio, presentando un aumento de la CE de 1,5 a 2,5 mS/cm. Freedman *et al.* (2014), concluye que una disminución en el TRH podría eliminar los problemas producidos por la evapotranspiración, pero se verían afectadas las eficiencias de eliminación de los otros parámetros.

La **Tabla 11** muestra los resultados de la caracterización fisicoquímica de los efluentes de los sistemas en estudio. Respecto a los SST se obtuvieron concentraciones de los sistemas que variaron entre 0,4 – 20 mg/L, obteniendo concentraciones promedio de 12, 17,13, 13 y 10 mg/L para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Las concentraciones de DQO de los efluentes de los HC variaron entre 129 – 198 mg/L, a su vez, las concentraciones promedio por humedal fueron 154, 148, 160, 184 y 183 mg/L para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Las concentraciones obtenidas de DBO₅ en los 5 efluentes variaron entre 34 – 180 mg/L, con respecto a las concentraciones promedio de los HC obtuvimos 63, 58, 70, 137 y 132 mg/L para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Con respecto a las concentraciones promedio de NT obtenidas de los HC dieron como resultado, 48, 53, 54 71 y 55 mg/L para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10. En base al HFSSH-C, se observa un aumento en las concentraciones de los efluentes de 10, 13, 48 y 15% para HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10. Las concentraciones de los efluentes de los 5 sistemas en estudio de NH₄⁺ variaron entre 13 – 61 mg/L, obteniendo concentraciones promedio de 30, 34, 34 37 y 30 para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Al comparar en base al HFSSH-C se logró una variación de 13% para HFSSH-2,5 y HFSSH-5 y de 27% para HFSSH-7,5, el sistema HFSSH-10 no presentó variación significativa (> 0,05) respecto al HFSSH-C. Con respecto a las concentraciones obtenidas de PT de los 5 sistemas en estudio, se observa que variaron entre 0,7 – 18 mg/L. Las concentraciones promedio alcanzadas fueron 13, 4, 7, 14 y 9 mg/L para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. En relación a las concentraciones obtenidas de PO₄⁻³ de los sistemas en estudios se observó una variación de 0,33 – 17,66 mg/L. A su vez, las concentraciones promedio de los sistemas en estudio son 13, 4, 6, 13 y 9 para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Al comparar el sistema HFSSH-C, frente a los otros 4 sistemas en estudio se tienen variaciones de 69, 54, 0 y 31% para HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. De

acuerdo al Decreto Supremo N°90, los efluentes estudiados cumplen con la normativa vigente para poder descargar a cuerpos de agua con capacidad de dilución, esto respecto a los parámetros analizados en este estudio.

5.4.Eficiencias de eliminación de materia orgánica durante la etapa 2

La **Figura 13**, presenta las eficiencias promedio de eliminación de DQO (**Fig. 13a**) de los 5 sistemas en estudio, las cuales variaron entre 42 – 70%. Además, las eficiencias promedio obtenidas por HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10 fueron 58, 61, 57, 50 y 51%, respectivamente. Respecto al sistema HFSSH-C se obtuvieron variaciones en las eficiencias de eliminación de 5, 2, 14 y 12% para los HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente; en donde el HFSSH-2,5 presenta un leve aumento y los otros 3 sistemas presentan una disminución en las eficiencias de eliminación. Se encontró una diferencia significativa en las eficiencias de eliminación entre HFSSH-C y HFSSH-7,5 y HFSSH-10 ($p < 0,05$). Sin embargo, no se encontró una diferencia significativa entre los sistemas HFSSH-C, HFSSH-2,5 y HFSSH-5 ($p > 0,05$). La **Figura 13**, muestra las eficiencias de eliminación promedio de DBO_5 (**Fig. 13b**) de los 5 sistemas obteniendo 82, 83, 70, 57 y 59% para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Si se comparan con el sistema HFSSH-C, se observan variaciones de 1, 15, 30 y 28% para HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente; en donde el HFSSH-2,5 presenta un leve aumento y los otros 3 sistemas presentan una disminución en las eficiencias de eliminación. Se encontraron diferencias significativas entre el sistema HFSSH-C y los sistemas HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10 ($p < 0,05$).

Para futuros estudios sería recomendable realizar un análisis microbiológico para poder determinar con mayor precisión a que bacterias afecta el aumento de la salinidad. Esto para poder determinar a qué parte del proceso de eliminación de MO afecta. En otros estudios, se ha visto principalmente afectada la metanogénesis; pero al no tener el análisis microbiológico no se puede aseverar esta información.

Por otra parte, otros estudios han recomendado utilizar un inóculo bacteriano halófito, los cuales, ya están acostumbrados a ambientes salinos.



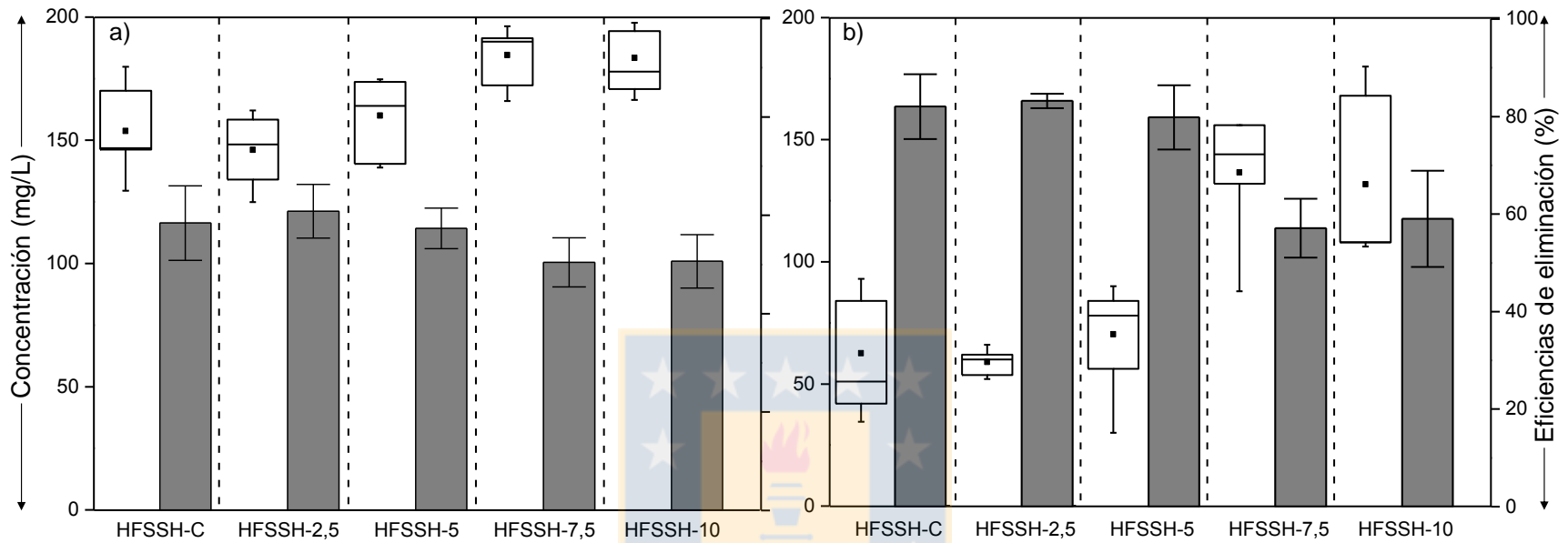


Figura 13. Concentración y eficiencias de eliminación de materia orgánica para los sistemas HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10. a) DQO; b) DBO₅

Respecto a los resultados de las eficiencias de eliminación de MO presentados en la **Figura 13**, en primer lugar, se tiene que el HFSSH-C tuvo una eficiencia de eliminación de MO 30% menor que las reportadas por Wallace and Knight (2006), para los HFSSH (83%). A su vez, Burgos *et al.* (2015) que evaluó la eficiencia eliminación de MO de un HFSSH plantado con Cyp, obtuvo eficiencias de eliminación de DQO y DBO₅ de 95% y 80%, respectivamente. Al comparar estos resultados con los sistemas en estudio se tiene una disminución en las eficiencias de eliminación que fluctúa entre 58 – 90% y 0 – 40%, para DQO y DBO₅, respectivamente. Esto se debe a que la vegetación utilizada en el HC presentó una alta evapotranspiración, ésta es la suma de la evaporación y la transpiración de las plantas. En efecto, provocó una reducción en el volumen de agua y un aumento en la concentración de los contaminantes dentro del HC, lo que se vio reflejado en todos los sistemas de estudio (Freedman *et al.*, 2014). En segundo lugar, cabe destacar que, en los HSFFH, la eliminación de MO, es llevada a cabo principalmente por los microorganismos (Arias *et al.*, 2003). Por ende, otro factor importante que influye en la disminución de las eficiencias de eliminación de MO es el efecto inhibitorio que provoca la sal en los microorganismos (Wu *et al.*, 2008). En el estudio realizado por Yang *et al.* (2013) demostró el efecto inhibitorio de las sales en los mecanismos microbiológicos relacionados con la eliminación de compuestos orgánicos. Por otra parte, Aloui *et al.* (2009) observó que al aumentar la salinidad disminuyeron las eficiencias de eliminación de contaminantes y reportó que a concentración de sal mayores a 4 g/L, la inhibición era significativa debido a la concentración de NaCl. Esto coincide con los resultados obtenidos, debido a que las eficiencias de eliminación disminuyen al aumentar la salinidad; observando una disminución en las eficiencias de eliminación entre el sistema HFSSH-2,5 y los 3 sistemas siguientes de 7, 22 y 22% para HSHH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Wu *et al.* (2008) presentó la misma tendencia reportada en este estudio, esto debido a que al aumentar la salinidad de (0 ppt- 15ppt-30 ppt) las eficiencias de eliminación de MO disminuyeron de 91% a 71%.

La **Figura 14**, muestra las eficiencias de eliminación promedio de SST de los sistemas, obteniendo 89 % para los HFSSH de 1 mS/cm, 2,5 mS/cm, 5 mS/cm y 7,5 mS/cm y 91% para el HFSSH de 10 mS/cm, Los valores de SST son concordantes con los que presenta Vymazal (2005) para los HFSSH, el cual informa valores de eliminación superiores a un 90%.

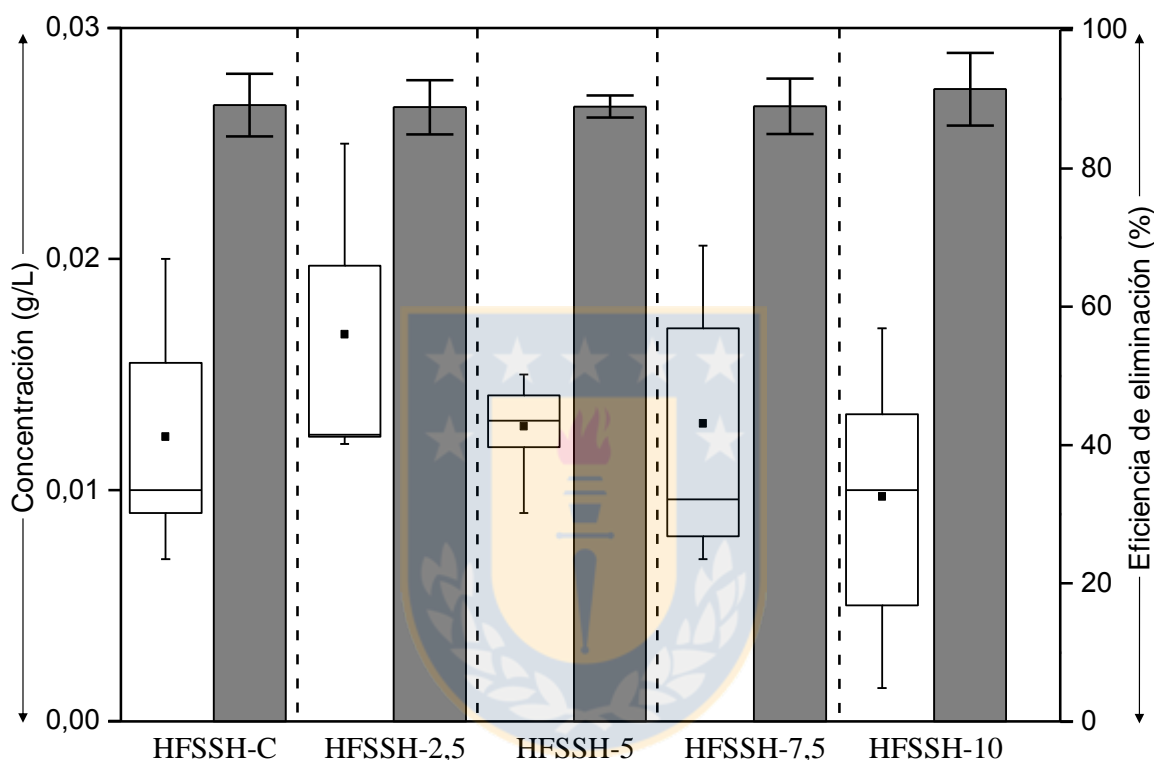


Figura 14. Concentraciones y eficiencias de eliminación de SST.

5.5.Eficiencias de eliminación de nutrientes de la etapa 2

La **Figura 15** presenta las eficiencias de eliminación de nutrientes (N y P) de los 5 sistemas en estudio. Respecto a la eliminación de N se muestran las eficiencias de eliminación de NT (**Fig. 15a**) y NH_4^+ (**Fig.15b**). A su vez, la eliminación de P por los sistemas en estudio se evaluó en base a PT (**Fig. 15c**) y PO_4^{3-} (**Fig.15d**). La **Fig. 15a**, muestra las eficiencias de eliminación de NT en el tiempo en donde las eficiencias promedio de eliminación fueron de 60, 49, 48, 30 y 46 % para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. A su vez, al

comparar el sistema HFSSH-C frente a los otros 4 sistemas, se obtiene que las eficiencias disminuyeron un 18, 20, 50 y 23% para, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Se encontraron diferencias significativas para los 5 sistemas en estudio ($p < 0,05$). En segundo lugar, la **Fig. 15b** indica la eficiencia de eliminación de NH_4^+ a través del tiempo, las eficiencias de eliminación variaron entre 39 – 86% obteniendo eficiencias de eliminación promedio de 73, 69, 69, 65 y 71% para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Las eficiencias de eliminación de NH_4^+ se redujeron 5, 5, 12 y 3% en comparación con el HFSSH-C para HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Por otra parte, la **Fig. 15c** presenta las eficiencias de eliminación en el tiempo de PT de los 5 sistemas, reportando eficiencias promedio de 49, 63, 65, 46 y 65% para los HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. A su vez, al comparar los resultados respecto al HFSSH-C se obtienen variaciones de 29, 33, 6 y 33% para HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Finalmente, la **Fig. 15d** muestra las eficiencias de eliminación de PO_4^{3-} en el tiempo, las cuales variaron entre 32 – 97% de los 5 sistemas en estudio. Además, las eficiencias promedio de eliminación obtenidas son de 51, 63, 56, 44 y 66% para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Al compararlos con el sistema HFSSH-C resultan variaciones de 24, 10, 14 y 29% para HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. No se encontraron diferencias significativas para los 5 sistemas en estudio ($p > 0,05$).

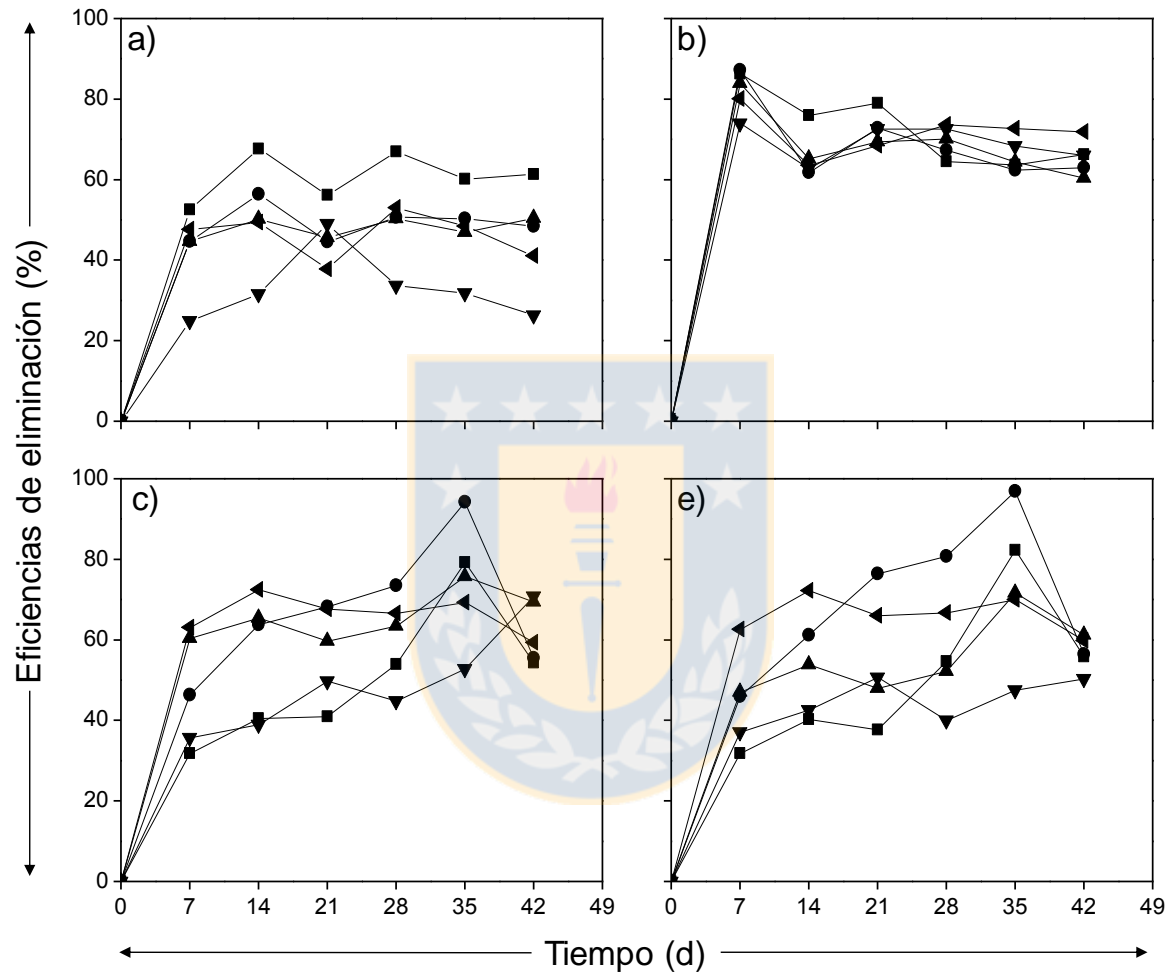


Figura 15. Eficiencias de eliminación de nutrientes.

a) Nitrógeno total (NT); b) Amonio (NH_4^+); c) Fósforo total (PT); d) Fosfato (PO_4^{3-}) en humedales construidos con diferentes conductividades eléctricas: HFSSH-C (■); HFSSH-2,5 (●); HFSSH-5 (▲); HFSSH-7,5 (▼); HFSSH-10 (◄).

Respecto a las eficiencias de eliminación de N por parte de los sistemas, éstas son un 30% menores a las presentadas por Calheiros *et al.* (2010). Este estudio reportó rangos de eficiencias de eliminación de TN y N-NH₄⁺ de 51-79% y 60-86% con una CE de 16 mS/cm. Klomjek and Nitorisavut, (2005), estudió el comportamiento de 8 especies de halófitas bajo condiciones salinas, el cual reportó eficiencias de eliminación de para NH₄⁺ de 67-77%, con un CE de 14-16 mS/cm. La disminución de las eficiencias de eliminación, podría deberse a que en este estudio se utilizó una planta ornamental, en cambio en los otros estudios se utilizaron plantas halófitas, las cuales viven en ambientes salinos. Por otra parte, Brown *et al.* (1999) informó efectos negativos de la salinidad en la eficiencia de eliminación de NT y N inorgánico, que afecta al sistema planta-suelo. Esto debido a que se inhibió significativamente cuando se aumentó la concentración de salinidad de 0 a 35 ppt. El efecto negativo de la salinidad sobre la eficiencia del tratamiento puede deberse a su inhibición de las actividades microbianas en el medio de soporte (Wu *et al.*, 2008).

Respecto a las eficiencias de eliminación de PT y PO₄⁻³. Brown *et al.* (1999), reportó eficiencias de eliminación de 99 y 97% para PT y PO₄⁻³, respectivamente. Al comparar eficiencias de eliminación de P en humedales plantados y no plantados, no hubo una diferencia significativa en las eficiencias de eliminación. Esto se debe a que la capacidad por parte de las macrófitas para absorber el fósforo es inferior a la capacidad de absorción de nitrógeno (Brix, 1994). El medio de soporte es el que determina la absorción de fósforo en un HC. Sin embargo, la capacidad de adsorción puede disminuir con el tiempo a medida que los sitios de sorción del medio se saturan. (Wu *et al.*, 2008). Por ende, la eliminación del fósforo se produce principalmente a través de la adsorción por los sedimentos y la absorción por las plantas jóvenes y en crecimiento (Bergheim *et al.*, 1993, Lin *et al.*, 2002). Ninguno de estos procesos requiere el establecimiento previo de una población bacteriana, y esto explica la tasa alta y relativamente constante de eliminación de fósforo (Lymbery *et al.*, 2006). Leiva *et al.* (2017), utilizó el mismo medio de soporte (grava), la cual reporto eficiencias de eliminación que varían entre 12 – 20 y 26 – 33% para

PO₄³⁻ y PT, respectivamente. En general, las bajas eficiencias de eliminación se deben a la baja capacidad de adsorción de la grava que varía entre 10,03 gP/kg y 0,05 gP/kg. Por otra parte, Akratos and Tsihrintzis (2007) presentó eficiencias de eliminación que variaron de 56,3% a 88,1%, esto al aumentar el TRH entre 8 y 20 días. En comparación a este estudio que se utilizó un TRH de 7 días. Por lo tanto, la eficiencia de eliminación de P aumenta a medida que aumenta el TRH de las AS en los HC.

5.6. Balance de materia orgánica

La **Tabla 12** se presenta el balance materia orgánica para los 5 sistemas en estudio en concentraciones y porcentajes. Estos últimos se ilustran de mejor manera en la **Figura 16** que muestra el balance de materia orgánica realizado en porcentaje.

Tabla 12. Balance de materia orgánica en los HFSSH.

	1 mS/cm	2,5 mS/cm	5 mS/cm	7,5 mS/cm	10 mS/cm
Entrada(g)	40,5	40,5	40,5	40,5	40,5
Generado (g)	1,5	2,7	2,5	2,2	2,2
(%)	(3,8)	(6,6)	(6,2)	(5,5)	(5,4)
Retenido (g)	0,8	0,6	0,6	0,6	1,0
(%)	(2,0)	(1,5)	(1,5)	(1,4)	(2,6)
Otros (g)	20,0	18,9	17,9	15,2	14,7
(%)	(49,5)	(45,2)	(44,1)	(37,6)	(36,2)
Salida (g)	18,1	18,3	19,5	22,5	22,6
(%)	(44,7)	(46,7)	(48,2)	(55,5)	(55,8)

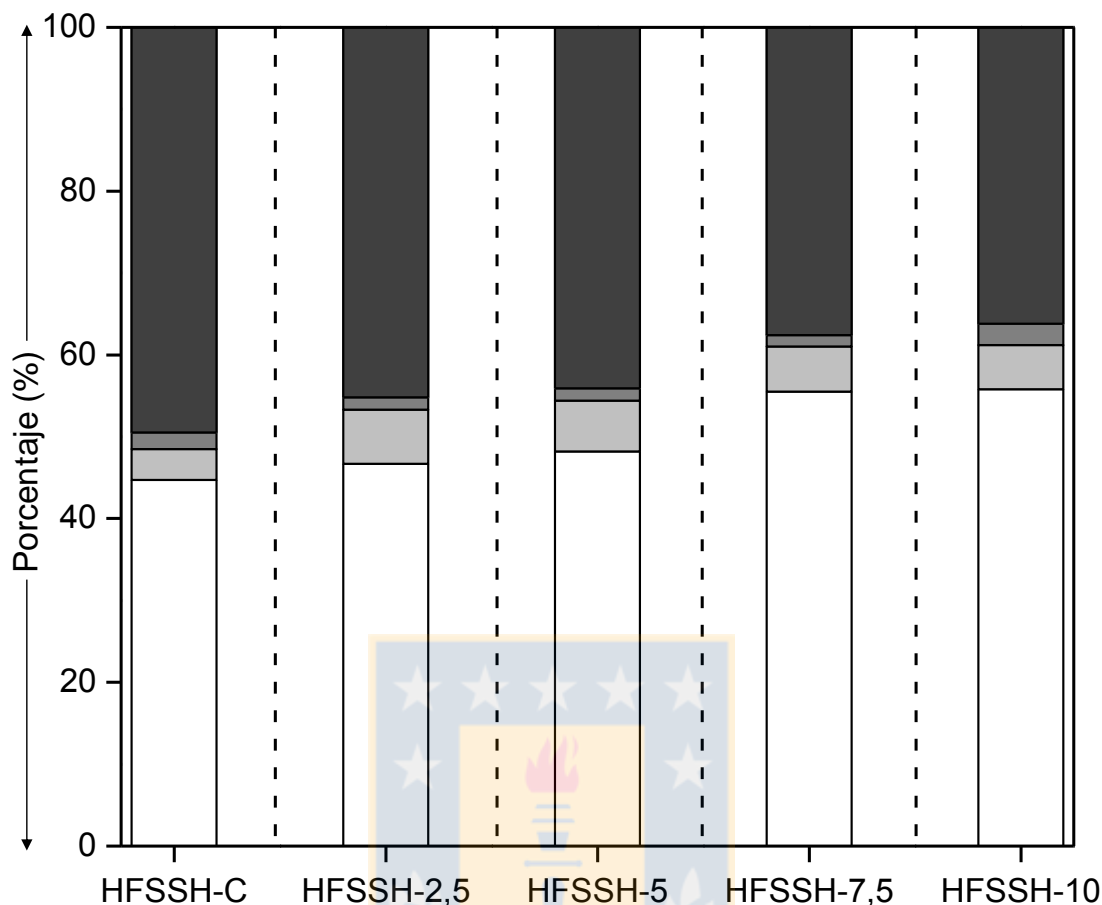


Figura 16. Balance de materia orgánica (DQO) representada en porcentaje (%). (□): MO efluente; (■): MO generada; (■): MO retenida; (■): MO eliminada por otros procesos.

Para los 42 días de operación de los HC, se realizó un balance de MO (DQO). En la **Figura 16**, se muestran los porcentajes de retención, generación y eliminación de MO (DQO). Respecto a la retención de MO por parte de los HFSSH, ésta varía entre 0,8-1 mg/L. Respecto a la biomasa generada por los HFSSH, ésta varía entre 1,5 – 2,7 mg/L. A su vez, existen un porcentaje de MO que no puede atribuirse a ninguna zona, estos valores varían entre 36-50%. Esto se podría relacionar a la asimilación por la planta o a la generación de gases efecto invernadero (Burgos *et al.*, 2015). No obstante, en este estudio no se realizó una cuantificación de los gases emitidos por los HC, por ende, no se puede asegurar esta generación. Los resultados de este balance confirman que la eliminación de MO (DQO) se ve afectada por el aumento en la salinidad. A causa de la inhibición microbiológica que genera la salinidad en

los HC (Wu et al., 2008). Además, como se mencionó el en **apartado 5.7** la vegetación en los HC se vio afectada al aumentar la salinidad. Esto provocó una disminución en el crecimiento de la planta, que de igual manera afecta a los microorganismos, porque entrega menos sitios para generar biopelículas y disminuyen las zonas aerobias dentro de los sistemas (Reddy et al., 1989; Brix, 1994).

5.7.Efectos de las conductividades eléctricas sobre el crecimiento de la planta *Cyperus Papyrus*

5.7.1.Mediciones alométricas

La **Figura 17**, presenta la altura de los tallos en el tiempo de los HFSSH, obteniendo alturas finales promedio de 80, 107, 81, 52 y 67 cm para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Al comparar el HFSSH-C respecto a HFSSH-25 y HFSSH-5, se obtiene una variación positiva de 34 y 1% en la altura de los tallos, respectivamente. Sin embargo, al comparar el sistema HFSSH-C con los sistemas HFSSH-7,5 y HFSSH-10, se obtienen variaciones negativas en la altura de los tallos de 35 y 16%, respectivamente. Respecto, a la abundancia de tallos verdes al final del estudio, se obtuvo 17, 14, 20, 18 y 10 tallos para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente.

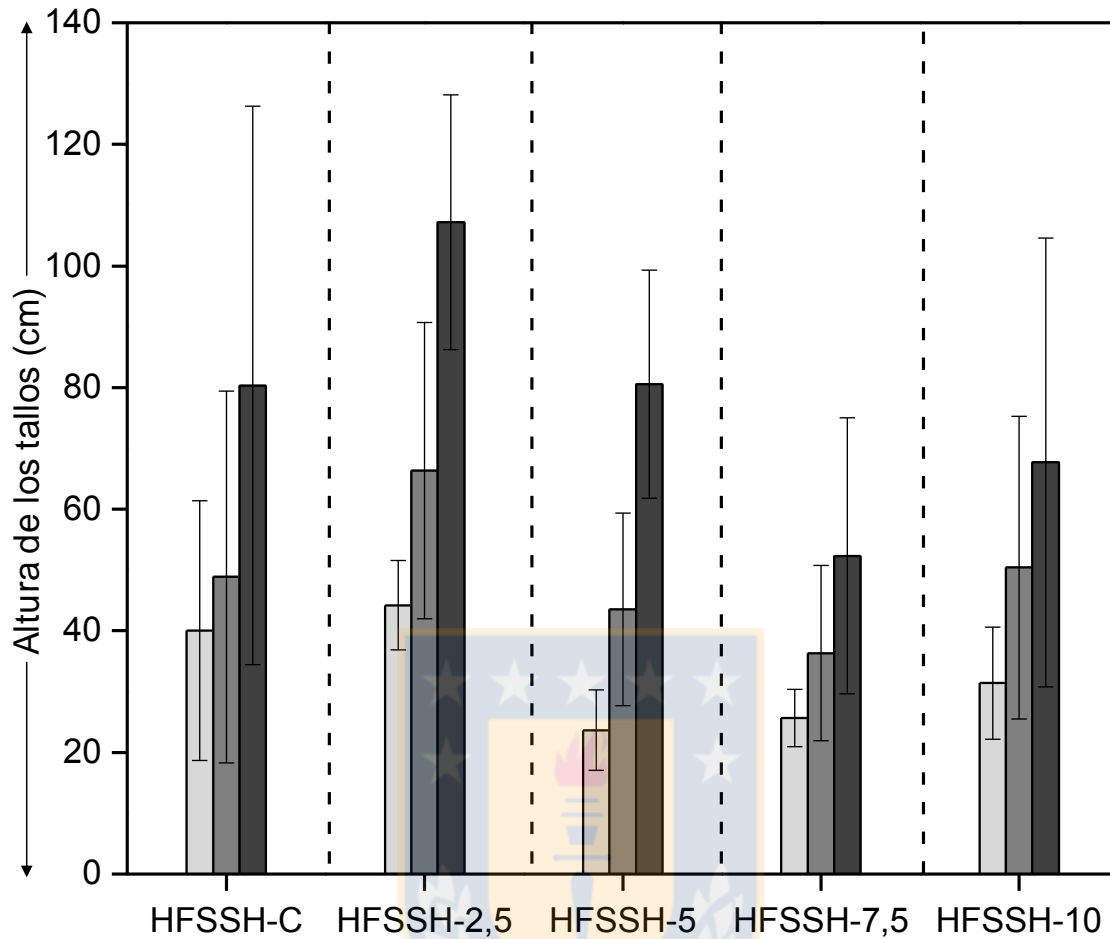


Figura 17. Altura de tallos de los HFSSH.

La disminución en la altura de los tallos a medida que aumenta la CE, se debe a que la planta se encuentra frente a un estrés osmótico, en donde se debe gastar más energía de lo habitual para poder obtener los nutrientes y el agua necesaria para subsistir. Por lo anteriormente mencionado, el crecimiento se ve afectado debido a que la planta no puede captar los recursos con facilidad como si estuviera en condiciones de salinidad normal o menores (Liang *et al.*, 2017). Cabe destacar, que la reducción del crecimiento de la planta se produce principalmente en 2 fases. La primera es el aumento de la presión osmótica interna que es detectada por las raíces inmediatamente del aumento de la concentración de sal en el ambiente. Se plantea un límite en donde la planta se ve afectada que es de 2,5 g/L (Munns and Tester, 2008). Esto provoca una reducción en el crecimiento de las hojas, disminuye la producción de hojas nuevas, produce un cierre de los estomas y disminuye el

crecimiento de brotes. El segundo efecto es producido por la acumulación de Na^+ en las hojas. Esto se produce principalmente en las hojas más antiguas, este efecto provoca un aumento en la tasa de senescencia de las hojas más antiguas (Munns and Tester, 2008).

5.7.2. Mediciones de la clorofila

La **Figura 18** presenta la concentración de clorofila a, b y total de la vegetación de los 5 sistemas. En primer lugar, refiriéndose a la clorofila total, el HFSSH-C presenta un aumento en su concentración de un 40% y se mantiene así hasta el final del estudio, obteniendo como concentración promedio de $6,74 \pm 1,1 \mu\text{g/g}$. En segundo lugar, el HFSSH-2,5 presenta un aumento en la concentración de un 40% y después una disminución en la concentración de clorofila total de un 43%, obteniendo una concentración promedio de clorofila total de $5,62 \pm 1,41 \mu\text{g/g}$. Luego, el HFSSH-5 presentó un aumento en la concentración de clorofila total de un 40%, luego de la concentración se mantuvo durante las 2 siguientes mediciones, hasta que en la última medición de clorofila presentó una disminución de un 40 %, obteniendo una concentración promedio de $6,02 \pm 1,08 \mu\text{g/g}$. Por otro lado, se tiene el HFSSH-7,5 el cual presento un aumento en la concentración de clorofila al doble, luego disminuyo a la mitad para el final del estudio, obteniendo una concentración promedio de $6,95 \pm 2,65 \mu\text{g/g}$. Por último, el sistema HFSSH-10, presentó un aumento de la concentración de clorofila total de un 120%, luego la concentración decae drásticamente (80%), se obtuvo una concentración promedio de $5,58 \pm 4,26 \mu\text{g/g}$.

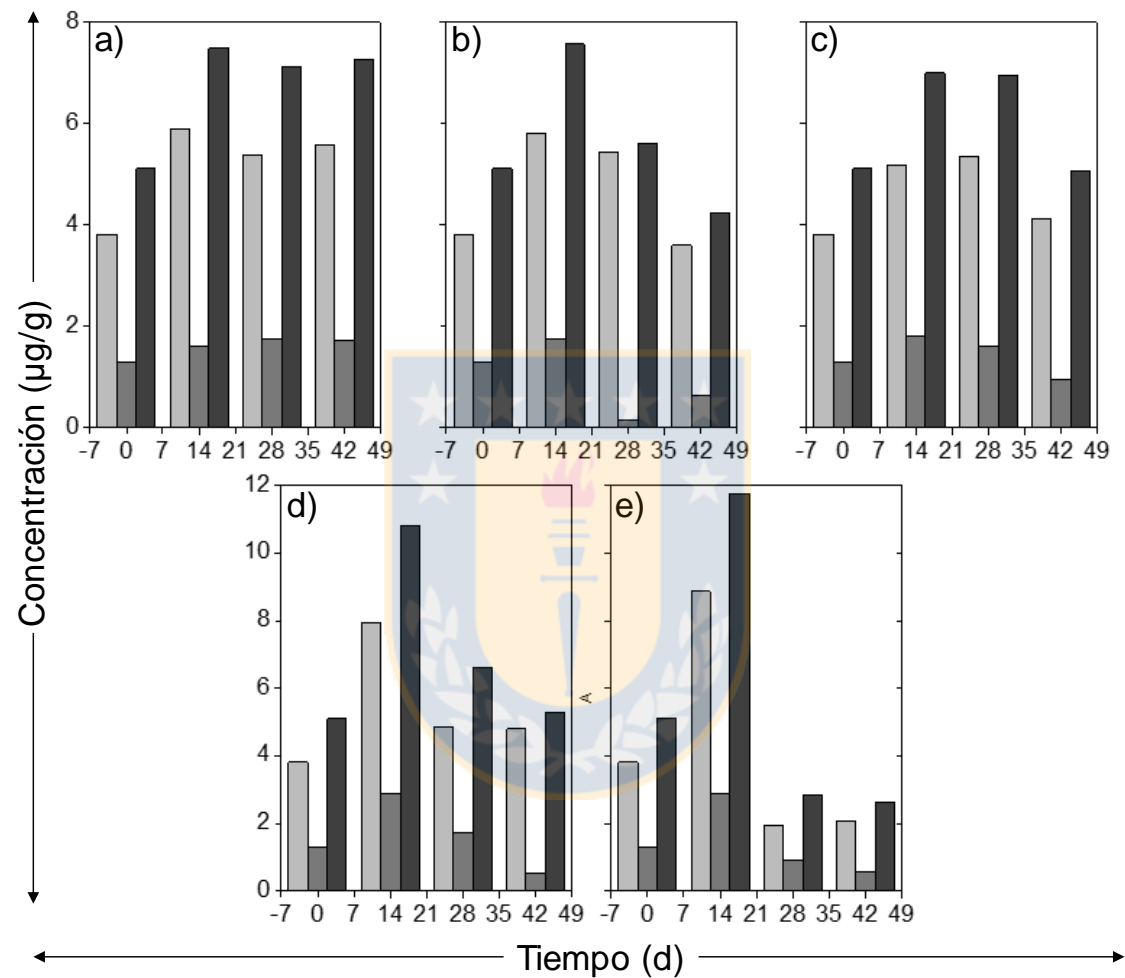


Figura 18. Concentración de clorofila en la vegetación de los HFSSH.

(□): Clorofila a; (■): Clorofila b; (■): Clorofila Total) en los diferentes HSSF con distintas conductividades: a) HFSSH-C; b) HFSSH-2,5, c) HFSSH-5; d) HFSSH-7,5; e) HFSSH-10.

Se puede observar una disminución en la concentración de clorofila en el sistema HFSSH-2,5 hasta el sistema HFSSH-10, se debe a que la salinidad en el agua disminuye la capacidad fotosintética de la planta (Flowers and Yeo, 1995). Esta disminución puede estar relacionada con las fases de inhibición en la planta discutido en el **apartado 5.7.1**. La salinidad afecta directamente la apertura de las estomas, esto para poder regular la pérdida de agua por la evapotranspiración, lo que afecta indirectamente a la fotosíntesis de la planta. Puesto que, por las estomas se produce el intercambio de O_2 y de dióxido de carbono. Este último es importante para llevar a cabo la fotosíntesis. Además, las sales pueden acumularse en el cloroplasto lo que provoca un efecto tóxico directo en los procesos fotosintéticos de la planta (Munns and Tester, 2008).

5.7.3. Análisis foliar

La **Tabla 13** muestra las concentraciones de Na^+ en las 3 partes de Cyp: flor, tallo y raíz. Además, la **Figura 19** presenta los porcentajes de Na^+ en las partes de la planta antes mencionada. En la **Tabla 13**, se puede notar un aumento de la concentración de Na^+ , en la flor de un 56%, en el tallo de un 80% y en la raíz de un 83% del sistema HFSSH-C al HFSSH-10. La **Figura 19**, presenta los porcentajes de Na^+ en las plantas para flor, tallo y raíz, respectivamente. Para el HFSSH-C, se tienen porcentajes de 21, 66 y 13%, para flor, tallo y raíz, respectivamente. Por otra parte, respecto al sistema HFSSH-2,5 se obtuvieron porcentajes de 18, 66 y 16%, para flor, tallo y raíz, respectivamente. Luego, para el sistema HFSSH-5 se obtuvieron porcentajes de 19, 58 y 23%; para HFSSH-7,5 se tienen porcentajes de 18, 65 y 17%, para flor, tallo y raíz, respectivamente. Por último, para el HFSSH-10 se tienen porcentajes de 18, 65 y 17%, para flor, tallo y raíz, respectivamente. La **Tabla 14** presenta los porcentajes de N, P y K^+ en Cyp en los distintos sistemas en estudio.

Tabla 13. Concentraciones de Na⁺ en las partes de la planta.

Absorción de Na⁺				
HFSSH	Flor (ppm)	Tallo (ppm)	Raíz (ppm)	Total (ppm)
1 mS/cm	9.335	28.985	5.721	44.041
2,5 mS/cm	11.531	41.245	9.897	62.673
5 mS/cm	13.031	40.148	16.060	69.239
7,5 mS/cm	13.544	50.936	13.349	77.829
10 mS/cm	14.556	52.406	13.544	80.506

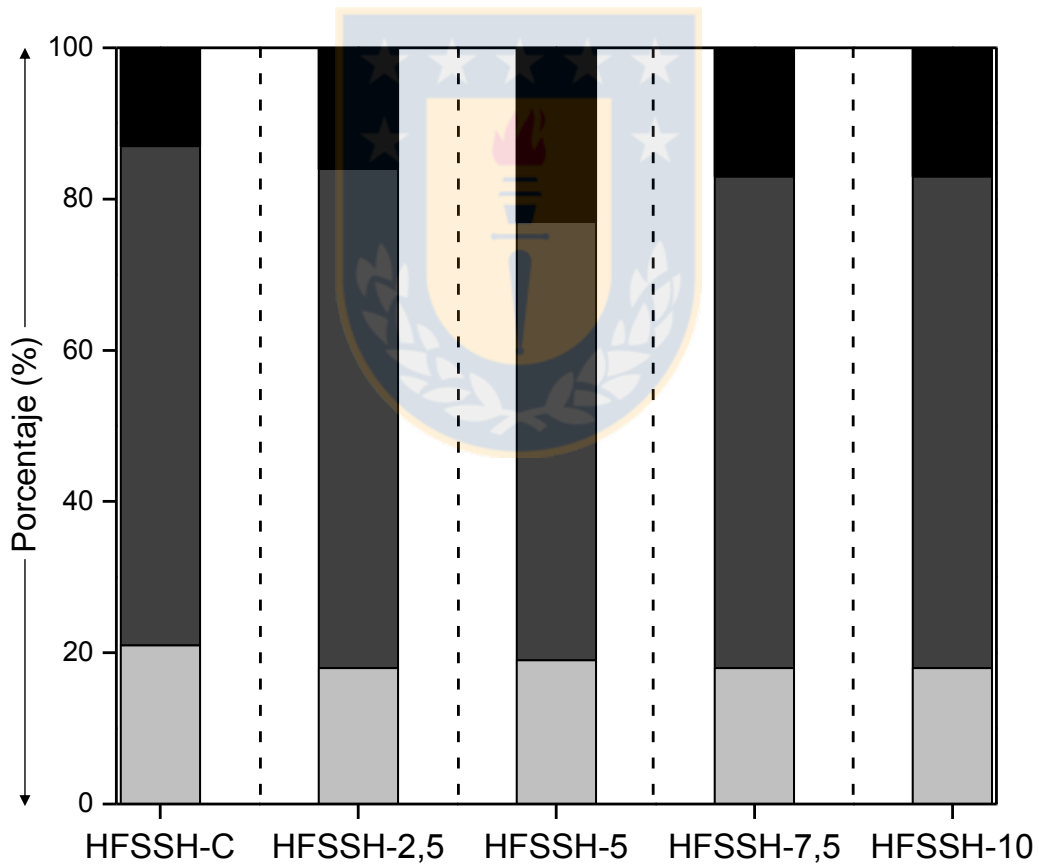


Figura 19. Porcentaje de Na⁺ en las plantas.

Raíz: (□); Tallo: (■); Flor: (■).

Tabla 14. Porcentaje de N, P y K en la vegetación de los distintos sistemas en estudio.

HFSSH	N			P			K ⁺		
	Flor (%)	Tallo (%)	Raíz (%)	Flor (%)	Tallo (%)	Raíz (%)	Flor (%)	Tallo (%)	Raíz (%)
1 mS/cm	2,79	1,97	0,87	0,43	0,39	0,20	1,93	2,69	0,38
2,5 mS/cm	2,39	1,71	0,98	0,40	0,23	0,13	1,23	2,18	0,25
5 mS/cm	2,09	1,87	1,17	0,36	0,29	0,18	0,79	1,71	0,18
7,5 mS/cm	2,98	2,30	1,38	0,40	0,39	0,17	1,03	1,87	0,20
10 mS/cm	2,01	2,05	1,25	0,44	0,31	0,20	1,12	1,66	0,28

Según Munns and Tester (2008), el principal mecanismo de acumulación del ion Na^+ , es en las hojas, en vez de acumularlo en las raíces. Esto debido a que el flujo del ion es desde las raíces hacia las hojas e informa que se puede recircular sólo una pequeña porción del Na^+ . Se puede notar que la concentración de Na^+ en las plantas aumenta de 44.041 a 80.506 ppm. Esto se debe a que las plantas con mayor salinidad, deben gastar más energía para sobrevivir. Por ende, los mecanismos de eliminación se ven aumentado a medida que la salinidad es superior (Munns and Tester., 2008).

Respecto a la **Tabla 14** se puede observar, que no existen diferencias en la concentración de N, P o K en la vegetación al aumentar la salinidad. Por el contrario, Liang *et al.* (2017), presentó un estudio, en donde la salinidad causó un desequilibrio en los nutrientes en las plantas. Esto debido a la competencia entre el Na^+ y Cl^- con el K^+ , Ca^{+2} y NO^{-3} . Esto a causa de los efectos negativos en la captación de iones por los canales iónicos de la célula o la alteración del portador de iones (Kumari *et al.*, 2015). En este mismo estudio, Liang *et al.* (2017) menciona que, aunque los mecanismos de interacción entre las sales, los nutrientes y los metales / metaloides no están claros aún, parecen depender de los elementos presentes y de las especies de plantas.

5.7.4. Seguimiento fotográfico de la vegetación

Las **Figuras 20, 21, 22, 23** y **24** muestran evidencia fotográfica de los mecanismos de eliminación de Na^+ por parte de la vegetación utilizada en este estudio.



Figura 20. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na^+ del HFSSH de 1 mS/cm.



Figura 21. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na^+ del HFSSH de 2,5 mS/cm.



Figura 22. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na^+ del HFSSH de 5 mS/cm.



Figura 23. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na^+ de HFSSH de 7,5 mS/cm.



Figura 24. Evidencia de mecanismos de eliminación de Na^+ de HFSSH de 10 mS/cm.

En todos los sistemas se presentaron mecanismos de eliminación de Na⁺, los cuales fueron más evidentes al aumentar la salinidad. Así el sistema HFSSH-10, fue el que evidenció con mayor frecuencia estos mecanismos y los efectos antes descritos que causa el aumento de la salinidad en la vegetación. El primero consiste en la excreción de Na⁺ a través de glándulas salinas (tricomas modificados) o vejigas (células epidérmicas modificadas). El segundo es la acumulación de iones de Na⁺ en los tejidos más viejos de la planta. Esto provoca un efecto similar a la sequía. Además, esto se corrobora con la disminución de la clorofila y la disminución del crecimiento en la vegetación discutido anteriormente (Lee *et al.*, 2008; Shaer, 2010).

6. CONCLUSIONES

En la etapa 1, se presentaron eficiencias de eliminación promedio de DQO y DBO₅ entre 42 y 57% y 59 y 73% para HFSSH-C, HFSSH-Cyp y HFSSH-Sch, respectivamente. Debido a que el sistema HFSSH-Cyp presentó eficiencias de eliminación de MO 0-15% mayores, se escogió como vegetación, Cyp, para la etapa 2. Durante la etapa 2 se reportaron eficiencias de eliminación promedio de DQO y DBO₅ superiores a 50 y 57% para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. Se puede concluir que, al aumentar la salinidad de 1 a 10 mS/cm en este sistema de estudio, se ve afectada la eliminación de MO. Respecto a la eliminación de nutrientes, se obtuvieron eficiencias de eliminación promedio de NT, NH₄⁺, PT y PO₄⁻³ superiores a 30, 65, 46 y 44%, para HFSSH-C, HFSSH-2,5, HFSSH-5, HFSSH-7,5 y HFSSH-10, respectivamente. En este caso, no se observaron efectos significativos de la salinidad sobre la eliminación de nutrientes ($p > 0,05$).

En cuanto al balance de MO, se observó una disminución 27% en la eliminación de MO a través de otros procesos a medida que aumenta la salinidad en los HC. Por otra parte, se observó un aumento en la concentración de materia orgánica a la salida del sistema de 45 a 56% a medida que aumenta la salinidad, lo que corrobora los resultados obtenidos anteriormente.

Respecto al crecimiento de la planta Cyp en los HC, se concluye que el crecimiento se ve afectado al aumentar la salinidad cuando esta supera los 3 g/L de NaCl. Además, cabe mencionar que la planta utilizada, presentó mecanismos de eliminación de sal, como lo son excretar Na^+ y acumular iones de Na^+ en sus tejidos.

Respecto a la pregunta de investigación, se puede observar que, durante la investigación, la salinidad afectó la eliminación de materia orgánica, disminuyendo las eficiencias de eliminación. Por otra parte, la salinidad afectó el comportamiento de la planta, principalmente en la tasa de crecimiento, concentración de clorofila y la planta presentó mecanismos de eliminación para eliminar sal.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association. Water Environment Federation. Washington, D.C.

Andreo-Martínez, P., García-Martínez, N., Quesada-Medina, J., Almela, L. 2017. Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed wetland: A case study in the southeast of Spain. *Bioresource technology* 233: 236-246.

Akratros, C.S., Tsihrintzis, V.A. 2007. Effect of temperature, HTR, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 29(2): 173-191.

Aloui, F., Khoufi, S., Loukil, S., Sayadi, S. 2009. Performances of an activated sludge process for the treatment of fish processing saline wastewater. *Desalination* 246(1-3): 389-396.

Angelidaki, I., Karakashev, D., Batstone, D., Plugge, C.M., Stams, A. 2011. Biomethanation and its potential. *Method. Enzymol* 494: 327-351.

Arias, C.A., Brix, H., Alle, O.W. 2003. Phosphorus removal in constructed wetlands : can suitable alternative media be identified ?. *Water Science and Technology* 51(9): 267–273.

Bennett, T., Starcevich, M.R., Lymbery, A.J., Doupe, R.G. 2006. Efficacy of a subsurface-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus kraussii* to treat effluent from inland saline aquaculture. *Aquacultural Engineering* 34: 1–7.

Bowden, W., Glime, J., Tenna, R. 2017. *Macrophytes and Bryophytes*. Elsevier Inc. The Rubenstein School of Environment & Natural Resources, The University of Vermont; Department of Biological Sciences, Michigan Technological University; Department of Biological Sciences, University of Aarhus. 243 – 270 pp.

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, pp. 90.

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

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

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

Brown, J.J., Glenn, E.P., Fitzsimmons, K.M., Smith, S.E. 1999. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquaculture* 175(3-4): 255-268.

Calheiros, C.S.C., Teixeira, A., Pires, C., Franco, A.R., Duque, A.F., Crispim, L.F.C., Castro, P.M.L. 2010. Bacterial community dynamics in horizontal flow constructed

wetlands with different plants for high salinity industrial wastewater polishing. *Water Research* 44(17): 5032-5038.

Calheiros, C.S.C., Quitério, P.V.B., Silva, G., Crispim, L.F.C., Brix, H., Moura, S.C., Castro, P.M.L. 2012. Use of constructed wetland systems with *Arundo* and *Sarcocornia* for polishing high salinity tannery wastewater. *Journal of Environmental Management* 95(1): 66–71.

Caselles-osorio, A., Puigagut, J., Segu, E., Garci, D., Garci, J. 2007. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research* 41: 1388–1398.

Cañedo-argüelles, M., Kefford, B.J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R.B. 2013. Salinisation of rivers : An urgent ecological issue. *Environmental Pollution* 173: 157–167.

Cerezo, R.G., Suárez, M.L. and Vidal-Abarca, M.R. 2001. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering* 16(4): 501-517.

Cooper, P. 2005 The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Science and Technology*. 51: 81-90.

Deinlein, U., Stephan, A.B., Horie, T., Luo, W., Xu, G., Schroeder, J.I. 2014. Plant salt-tolerance mechanisms. *Trends in plant science* 19(6): 371–379.

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.

Fernandez, J., De Miguel, E., De Miguel, J., Curt, M. 2005. Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación, 61-77 pp.

Freedman, A., Gross, A., Shelef, O., Rachmilevitch, S., Arnon, S. 2014. Salt uptake and evapotranspiration under arid conditions in horizontal subsurface flow constructed wetland planted with halophytes. *Ecological Engineering*, 70: 282-286.

Flowers, T.J., Yeo, A.R. 1995. Breeding for salinity resistance in crop plants: where next?. *Functional Plant Biology* 22(6): 875-884.

Gao, Z.C., Wang, M.C., Wang, Y., Ren, Z. 2015. Effect of hydraulic retention time on performance of an anoxic – aerobic sequencing batch reactor treating saline wastewater. *Environmental Science and Technology* 12: 2043–2054.

García, J., Eduardo, A., Puigagut, J., Pedescoll, A. 2011. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands : An experimental evaluation. *Water Research* 5: 0–10.

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

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

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.) CPET-Centro de Publicaciones del Campus Nord, Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona, pp. 7-17.

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 Politécnica de Catalunya, Barcelona, pp. 98.

Gharsallah, N., Khannous, L., Souissi, N., Nasri, M. 2002. Biological treatment of saline wastewaters from marine-products processing factories by a fixed-bed reactor. *Chemical Technology and Biotechnology* 17: 865-870.

Gupta, B., Huang, B. 2014. Mechanism of salinity tolerance in plants: physiological, biochemical, and molecular characterization. *International Journal of Genomics*,

Hadad, H.R., Tome, S. 2006. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere* 63: 1744–1753.

Hauck, R.D. 1984. Atmospheric Nitrogen. Chemistry, Nitrification, Denitrification, and their Interrelationships. In *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles* 1: 105-125 pp.

Halverson, N. 2004. Review of constructed subsurface flow vs. surface flow wetlands (No. WSRC-TR-2004-00509). Savannah River Site (United States). Funding organisation: US Department of Energy (United States), 2004.

Henze, M., Harremoës, P., la Cour, J., Arvin, E. 2001. *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. Springer Science and Business Media.

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

Jia, X., Jin, D., Li, C., Lu, W. 2018. Characterization and analysis of petrochemical wastewater through particle size distribution , biodegradability , and chemical composition . *Chemical Engineering* 8.

Kadlec, R.H., Knight, R.L. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Florida. Pp. 893.

Kadlec, R.H. 2008. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering* 35: 159–174.

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

Klomjek, P., Nitorisavut, S. 2005. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. *Chemosphere* 58(5): 585-593.

Karadag, D., Köro, O.E., Ozkaya, B., Cakmakci, M. 2015. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. *Process Biochemistry* 50: 262–271.

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

Khengaoui, K., Mahammed, M.H., Touil, Y. and Amrane, A. 2015. Influence of secondary salinity wastewater on the efficiency of biological treatment of sand filter. *Energy Procedia* 74: 398-403.

Kumari, A., Das, P., Parida, A.K., Agarwal, P. K. 2015. Proteomics, metabolomics, and ionomics perspectives of salinity tolerance in halophytes. *Frontiers in Plant Science* 6: 537.

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. Concepción, Chile. Pp. 60.

Leiva, A.M., Núñez, R., Gómez, G., López, D., Vidal, G. 2018. Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *Ecological Engineering* 120: 116–125.

Liang, Y., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Zhou, Q., Yu, X., Cheng, X. 2017. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering* 98: 275–285.

Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Wang, T.W. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture* 209(1-4): 169-184.

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.

Lymbery, A.J., Doupé, R.G., Bennett, T., Starcevich, M.R. 2006. Efficacy of a subsurface-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus kraussii* to treat effluent from inland saline aquaculture. *Aquacultural Engineering* 34(1): 1-7.

Megonikal, J., Mines, M., Visscher, P. 2004. Anaerobic metabolism: linkage to trace gases and aerobic processes. *Biogeochemistry* 8: 317-424.

Minghui, L., Wen, Z., Yu, X.I.A., Yongsheng, G. 2011. Study on removal efficiencies of pollutant from Constructed Wetland in aquiculture waste water around Poyang Lake. *Procedia Environmental Sciences* 10: 2444–2448.

Mitsch, W.J., Bernal, B., Hernandez, M.E. 2015. Ecosystem services of wetlands. *Ecosystem Services and Management* 11: 1–4.

Montes, C. and Sala, O. 2007. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. *Revista Ecosistemas* 16(3).

Munns, R., Tester, M. 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Annual Review of Plant Biology* 59: 651-681.

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

Piscart, C., Usseglio-Polatera, P., Moreteau, J.C., Beisel, J.N. 2006. The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 166: 185-198.

Reddy, K.R., Angelo, E.M.D., Debusk, T.A. 1989. Oxygen Transport through Aquatic Macrophytes: The Role in Wastewater Treatment. *Environmental Quality* 267: 261–267.

Remane, A., Schlieper, C. 1971. *Biology of Brackish Water*. Wiley Interscience, New York. Pp. 372.

Richter, S., Borchardt, D., Ewen, C. 2010. Recommendation Werra/Weser River Water Protection and Potash Production e Executive Summary.

Rodriguez, R. and Dellarossa, V. 1998. Plantas vasculares en la region del BíoBío. Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile. Pp 38.

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

Salvadó, H., Mas, M., Menéndez, S. and Gracia, M.P. 2001. Effects of shock loads of salt on protozoan communities of activated sludge. *Acta Protozoologica*, 40(3): 177-186.

Shaer, H.M.E. 2010. Halophytes and salt-tolerant plants as potential forage for ruminants in the Near East region. *Small Ruminant Research* 91: 3–12.

Shelef, O., Gross, A., Rachmilevitch, S., Gurion, M.B. 2012. The use of *Bassia indica* for salt phytoremediation in constructed wetlands. *Water Research* 46: 3967–3976.

Smedema, L.K., Shati, K. 2002. Irrigation and salinity : a perspective review of the salinity hazards of irrigation development in the arid zone. *Water Resources* 16:161–174.

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. Pp. 99.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). 2016. "Informe de Gestión del Sector Sanitario 2016". Santiago: SISS.

Sepúlveda, M., López, D., Vidal, G. 2017. Methanogenic activity in the biomass from horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 105: 66-77.

Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems—a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7: 59-83.

Tanner, C.C. 2001. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44: 9-17

Thiruvengkatachari, R., Francis, M., Cunnington, M., Su, S. 2016. Application of integrated forward and reverse osmosis for coal mine wastewater desalination. *Separation and Purification Technology* 163: 181–188.

Tiner, R. 1999. Wetland indicators: A guide to wetland identification. Delineation, Classification, and Mapping.

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

United States Department of Agriculture (USDA): Natural Resources Conservation Service. 2007. Plant Guide. Editorial USDA. Pp 4.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2000) Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, UEPA Edition. Pp166.

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

Vidal, G. and Hormazábal, S. 2018. Humedales construidos: diseño y operación. Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile. Pp. 255.

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 nutriente. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción, Concepción, Chile. Pp.236.

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

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands: 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. 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years' experience. Ecological Engineering 18: 633-646.

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

Vymazal, J., Brezinová, T. 2014. Long term treatment performance of constructed wetlands for wastewater treatment in mountain areas : Four case studies from the Czech Republic. Ecological Engineering 71: 578–583.

Vymazal, J., Kröpfelová, L. 2008. 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.

Williams, W.D. 1987. Salinization of rivers and streams: an important environmental hazard. Ambio 15: 180-185.

Williams, W.D., Sherwood, J.E. 1994. Definition and measurement of salinity in salt lakes. *Salt Lake Research* 3: 53-63.

Wu, Y., Tam, N.F.Y., Wong, M.H. 2008. Effects of salinity on treatment of municipal wastewater by constructed mangrove wetland microcosms. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6-12): 727-734.

WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas) (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. París, UNESCO.

Yan, B., Shutes, B., Liang, Y., Zhu, H., Ba, G., Cheng, X., Chen, X. 2017. Removal of nutrients in saline wastewater using constructed wetlands: Plant species, influent loads and salinity levels as influencing factors. *Chemosphere* 187: 52–61.

Zhao, Y., Park, H., Park, J., Zhang, F., Chen, C., Li, X., Zhao, D., Zhao, F. 2016. Bioresource technology effect of different salinity adaptation on the performance and microbial community in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology* 216: 808–816.

