



Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Naturales y
Oceanográficas



Comportamiento de *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A.) Soják en un humedal construido para el tratamiento de purines de cerdo

Seminario de Título presentado a la
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Para optar al Título de Biólogo

María Elisa Neubauer Rojas

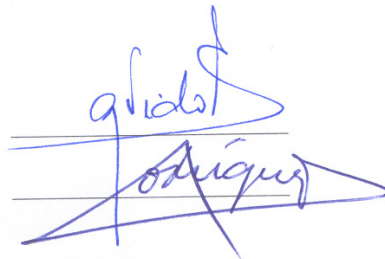
Concepción, Diciembre 2010

Este Seminario de Titulo ha sido desarrollado en el Centro de Ciencias Ambientales
EULA - Chile
Universidad de Concepción

Profesores Tutores

Dra. Gladys Vidal S.

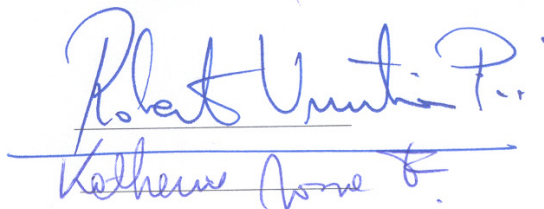
Dr. Roberto Rodríguez R.

Handwritten signatures in blue ink. The first signature is 'Gladys Vidal S.' and the second is 'Roberto Rodríguez R.'.

Profesores Evaluadores

Dr. Roberto Urrutia P.

Dra. Katherine Sossa F.

Handwritten signatures in blue ink. The first signature is 'Roberto Urrutia P.' and the second is 'Katherine Sossa F.'.

Coordinadora Seminario de Titulo

Profesora Maritza Hoeneisen F.

Diciembre 2010

Agradecimientos

No es fácil tratar de dimensionar lo valioso que es este Seminario de Título. No es sólo un humilde y burdo estudio sobre dos especies de plantas vasculares acuáticas alimentadas con desechos de la cría de cerdos, es el resultado de muchos años de arduo trabajo, no tan sólo mío, sino, también, de otras personas.

Mis padres, Jorge y Patricia, confiaron a ojos cerrados y sin cuestionar que todos los esfuerzos que realizaron para darme la mejor educación posible, valdrían la pena. Creyeron en que yo sería capaz, sabían que nunca me cansaría y que sin importar lo que pasara, terminaría lo que empecé. Les doy las gracias por confiar y por darme las mejores oportunidades, creo que supe aprovecharlas.

Nunca nadie me habló de la vida universitaria o de cómo llevar una vida académica, aprendí por mis propios medios y cometí muchos errores. Sin embargo, me reconforta poder transmitir mi experiencia mi hermano menor, Jorge. Si de mis caídas, él puede sacar una lección, me equivocaría mil veces más.

A veces, todo se enredaba y se complicaba. Afortunadamente, conté con dos amigos, y aunque no sé muy bien cómo llegaron a mi vida, siempre tuvieron una palabra de apoyo o alguna idea para solucionar los problemas, incluso sin pedírselos. Pamela y Fernando, suyos mis desafíos, por eso, mis logros son también suyos.

Un día, las fuerzas parecían faltar y todo colapsaba, Gonzalo me abrazó y me contuvo en el momento preciso. Si pude detenerme a respirar y armarme para poder seguir, fue gracias a él.

Todos estos años de estudio fueron vigilados y acompañados por unos dulces ronroneos. Pelusa ya no está con nosotros, pero fue fiel testigo de mis noches estudio. Ella miraba los cuadernos y certámenes con la misma cara de frustración que yo. Bostezaba conmigo cuando ya se me cerraban los ojos y con sus patas secaba mis lágrimas cuando los resultados no eran los esperados. Si todo salía bien, dormíamos fines de semanas completos. Apoyo interespecífico.

Todos ellos me afirmaron y empujaron. Hoy no sería lo que soy, ni existiría este Seminario de Título si no fuera por ellos. Hoy no sería una Biólogo si hubiese considerado que renunciar era una opción.

Un Gracias no basta.

INDICE

1. RESUMEN	2
2. ABSTRACT	3
3. INTRODUCCION	4
3.1. Aspectos generales	4
3.2. Problemática ambiental	4
3.3. Humedales construidos	5
3.4. Configuraciones de humedales construidos	6
3.5. Humedales y plantas vasculares acuáticas	6
3.6. Procesos asociados a la eliminación de nitrógeno y fósforo	10
3.7. <i>Typha angustifolia</i> L. y <i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Meyer) Soják	12
4. HIPOTESIS DE TRABAJO	14
5. Objetivos	14
5.1. Objetivo General	14
5.2. Objetivos Específicos	14
6. METODOLOGÍA	15
6.1. Área de estudio	15
6.2. Características del humedal construido y puntos de muestreo	16
<i>6.2.1. Características del humedal construido</i>	16
<i>6.2.2. Muestreo de plantas vasculares acuáticas</i>	16
<i>6.2.3. Muestreo de la fase líquida</i>	17
6.3. Materiales	17
<i>6.3.1. Materiales de terreno</i>	17
<i>6.3.2. Materiales para laboratorio</i>	17
6.4. Métodos analíticos	17
<i>6.4.1. Métodos analíticos</i>	17
<i>6.4.2. Análisis de plantas vasculares acuáticas</i>	18
<i>6.4.3. Análisis de datos</i>	18
7. RESULTADOS	19
8. DISCUSION	32
9. CONCLUSION	36
10. REFERENCIAS	37
ANEXO 1: Seguimiento Fotográfico: Crecimiento de <i>Typha angustifolia</i> y <i>Schoenoplectus californicus</i>	42
ANEXO 2: Seguimiento Fotográfico: Inflorescencia de <i>Typha angustifolia</i> y <i>Schoenoplectus californicus</i>	43
ANEXO 3: Tabla de datos de Nitrógeno, Fósforo y DQO	45

1.RESUMEN

Los residuos asociados al sector porcino, conocidos como purín, generan una serie de impactos ambientales, como la eutrofización de cuerpos de aguas superficiales y subterráneas, contaminación de suelos y la producción de gases con efecto invernadero, debido a la alta concentración de nitrógeno, fósforo y materia orgánica, que los caracteriza.

Los humedales construidos surgen como una alternativa de tratamiento del purín para pequeñas instalaciones dado su bajo costo de mantención. Estos sistemas presentan una densa vegetación capaz de adaptarse a aguas residuales provenientes de la actividad industrial. Es el caso del humedal construido emplazado en el plantel de cerdos del fundo San Guillermo, localizado en Chillán, que presente dos especies de plantas vasculares acuáticas, *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják.

Este seminario, tuvo como objetivo determinar el comportamiento de *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják en el humedal construido alimentado con purines de cerdo, a través del monitoreo de las plantas. Se seleccionaron al azar 100 individuos de ambas especies, a los que se les midió la altura, diámetro basal, y fueron sometidas a análisis proximales y determinación de biomasa. Además, se estimó la abundancia relativa de ambas especies en el humedal construido. Por otro lado, se extrajeron muestras de fase líquida para determinar la concentración de nitrógeno, fósforo y DQO en el humedal construido.

Los resultados obtenidos indican que *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják, presentan curvas de crecimiento estacionarias dentro del humedal construido. *Typha angustifolia* presenta mayor tolerancia a las altas concentraciones de nitrógeno que *Schoenoplectus californicus*. Sin embargo, *Schoenoplectus californicus* es más abundante y presenta mayor asimilación de nutrientes que *Typha angustifolia*, por unidad de área. El crecimiento de ambas especies se registró con cargas menores a 0,16 (kgN/ha d), y con concentraciones de DQO menores a 514,5 (mg/L). Además, la remoción de nutrientes fue más efectiva en la sección media del humedal construido, donde se encuentran enraizadas ambas especies de plantas vasculares.

2. ABSTRACT

The swine associated with pig production, generated a number of environmental impacts such as surface water and groundwater eutrophication, soil contamination and the production of greenhouse emissions due to the high concentration of nitrogen, phosphorus and organic matter, which characterizes them.

Constructed wetlands are emerging as an alternative manure treatment for small installations due to its low maintenance cost. The system has a dense vegetation able to accommodate to wastewater from industrial activity. This is the case of the constructed wetland located on the campus of San Guillermo pigs of the farm in Chillán. Constructed wetland has two aquatic vascular plant species, *Typha angustifolia* L. and *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják.

The objective of this seminar was to determine the behavior of *Typha angustifolia* L. and *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják in the constructed wetland by monitoring of plants. It was fed with pig swine. Selected plants, were measured in high, basal diameter, and were subjected to proximate analysis and determination of biomass. In addition, it was estimated the relative abundance of both species in the constructed wetland. On the other side, liquid phase samples were analyzed to determine the concentration of nitrogen, phosphorus and COD in the constructed wetland.

The results indicated that *Typha angustifolia* L. and *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják, showed stationary growth curves within the constructed wetland. *Typha angustifolia* had greater tolerance to high concentrations of nitrogen than *Schoenoplectus californicus*. However, *Schoenoplectus californicus* is more abundant and it showed greater assimilation of nutrients than *Typha angustifolia*, per unit area. The growth of both species was recorded with loading less than 0.16 (kgN/ha d), and COD concentrations below 514,5 (mg/L). Moreover, removal of nutrients was more effective in the middle section of the constructed wetland, where rooted zone of both vascular plants are located.

3. INTRODUCCION

3.1. Aspectos generales

La producción mundial de carne de cerdo ha aumentado en los últimos años, especialmente en China, que se mantiene como el principal productor de carne de cerdo a nivel mundial, aumentando su producción del año 2008 de un 46,9% a un 48,5% del total de la producción mundial en 2009 (ODEPA, 2009). Chile se sitúa en el 6° lugar a nivel mundial de los países exportadores de carne de cerdo, gracias a la alta calidad de sus productos, alcanzando mercados de alta exigencia como Corea del Sur, Japón, México, Canadá y Unión Europea, entre otros (Peralta, 2005; Chilepork, 2010). La demanda de carne de cerdo alcanzó los 18,7 kg por habitante, lo que representa un incremento de 6% en los últimos 5 años (2005-2009), en el año 2009, representó el 38% de la producción total de carnes chilenas, lo que se traduce en 68 kg por persona, aproximadamente. Entre el período de enero y abril del año 2010, se produjeron 157.633 ton vara de carne de cerdo, lo que representa un 37% de la producción nacional (ASPROCER, 2010). Este crecimiento económico involucra a su vez una correcta gestión ambiental, sobre todo a los residuos generados por este sector, haciéndose necesario un buen manejo de los desechos (Peralta, 2005).

3.2. Problemática ambiental

La problemática ambiental que se produce debido a las actividades del sector porcino es la producción residuos líquidos (purín), sólidos y gaseosos. En el caso específico del purín, este residuo corresponde a la mezcla de excretas (60% orina y 40% fecas) de los animales, junto con el agua utilizada durante la etapa de lavado de las instalaciones o planteles. La producción de purín depende, básicamente, de cuatro factores: i) el número de animales existentes en cada plantel, y el estado fisiológico de los individuos (*e.g.* cría, recría, engorda, gestación, maternidad); ii) la calidad y cantidad de alimento ingerido por los animales (diferencias en la dieta debido a los distintos requerimiento energéticos de acuerdo al estado fisiológico de los individuos); iii) el volumen de agua consumida; y iv) el clima local (Peralta, 2005). De esta manera la composición de estas excretas en cuanto a materia orgánica, sólidos, nutrientes y otros compuestos (*e.g.* metales pesados, etc.), difiere según el estado fisiológico del animal (Brumm, 1998). En general, estos residuos se caracterizan por presentar pH entre 6 y 8, un alto contenido de sólidos (*e.g.* SST > 3,0 ± 0,4 g SST/L), alta materia

orgánica (*e.g.* DQO, Demanda Química de Oxígeno $> 10,0 \pm 3,2$ g DQO/L, y DBO₅ Demanda Biológica de Oxígeno evaluada a los 5 días, $> 3,0 \pm 0,3$ g DBO₅/L), alto contenido de nutrientes (*e.g.* NH₄⁺ $> 300 \pm 5$ mg NH₄⁺/L, P $> 100 \pm 3,6$ mg P/L) y otros compuestos específicos, tales como, metales pesados (*e.g.* Cu, entre 30 y 40 mg Cu/L, y Zn 60 mg Zn/L), hormonas, antibióticos, detergente proveniente del agua de lavado de los planteles, entre otros, los cuales pueden provocar diferentes impactos ambientales, dependiendo de cuál sea el manejo y disposición final de estos residuos (Day y Funk, 1998; DAFRD, 2000; Debing *et al.*, 2010; Ghosh y Gobal, 2010). Estos impactos ambientales, pueden provocar eutrofización de cuerpos de aguas superficiales y subterráneas, debido al aporte excesivo de nutrientes, lo que resulta en fluctuaciones de las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua, dañando a los organismos acuáticos (Meers *et al.*, 2008), contaminación de suelos y la producción de gases con efecto invernadero, debido a la degradación biológica del purín, generando, además malos olores (Montalvo y Guerrero, 2003; Peralta, 2005; Choi, 2007), que resultan en daños ecológicos, sociales y económicos (Hill y Sobsey, 2001; Hunt y Poach, 2001). Frente a esta problemática, surge el uso de humedales construidos como un sistema de tratamiento no convencional para el manejo de purines de cerdo a pequeña escala dado su bajo costo de mantención (Mantovi *et al.*, 2003; Peralta, 2005).

3.3. Humedales construidos

Los humedales construidos, son sistemas de ingeniería que han sido diseñados para utilizar los procesos naturales y la participación de la vegetación, el suelo y las asociaciones microbianas para el tratamiento de aguas residuales, reproduciendo los procesos naturales que se generan en los humedales naturales (Brix, 1997; Mitsch y Gosselink, 2000; Mantovi *et al.*, 2008). Los componentes de estos sistemas son bióticos (plantas, animales y microorganismos) y abióticos (agua, substrato y aire) (Kadlec y Knight, 1996), y su funcionamiento en conjunto permite el desarrollo de roles ecológicos, principalmente, la purificación del agua, lo que permite el tratamiento de aguas residuales (IWA, 2000).

Las características que hacen de un humedal construido una alternativa de tratamiento potencialmente atractiva son la efectiva remoción de nutrientes y materia orgánica, además de los bajos costos de operación y mantención (Sttotmeister *et al.*, 2003).

3.4. Configuraciones de humedales construidos

Existen dos configuraciones de humedales construidos, según el régimen de flujo de agua que presenten: se conocen los humedales de flujo subsuperficial (HFSS) y los humedales de flujo superficial (HFS). En los HFSS, las aguas residuales circulan bajo la superficie de forma subterránea, a través de un medio granular (con una profundidad de la lámina de agua de alrededor de 0,6 m) y en contacto con los rizomas y raíces de las plantas, en este caso, sólo se usa vegetación emergente. Por su parte, en los HFS, las aguas residuales se encuentran expuestas directamente a la atmósfera y fluyen a través de una capa superficial en contacto con el sedimento subyacente, circulando preferentemente a través de los tallos de las plantas vasculares acuáticas, en este caso se usan tanto plantas emergentes (enraizadas), como flotantes (US-EPA, 2000). El uso de esta configuración de humedales construidos para el tratamiento de purines de cerdo presenta porcentajes de eliminación de un 60-80% para DQO y un 74-82% para DBO₅, con cargas orgánicas de entrada de 0,4-2 (kg DBO₅/ha·d), en tanto para cargas de entrada totales de nitrógeno de 3-36 (kgN/ha·d) el sistema presenta eliminaciones de un 70-95 %, siendo más eficiente que los humedales de flujo subsuperficial (Hunt *et al.*, 2001; Poach *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2009).

3.5. Humedales y plantas vasculares acuáticas

La vegetación desempeña múltiples roles que influyen en el buen funcionamiento del sistema, entre éstos, se encuentran procesos químicos, biológicos (relacionados con el metabolismo de las plantas y otros asociados a actividad microbiana), como de procesos físicos (por efecto de la presencia de las plantas en el sistema) (Brix, 1997; Mitsch y Gosselink, 2000; Mantovi *et al.*, 2008).

La utilización de plantas vasculares acuáticas ha sido desarrollada como un tratamiento secundario o terciario alternativo de aguas residuales de distintos procesos industriales, y ha demostrado ser eficiente en la remoción de una amplia gama de sustancias, como nutrientes y metales pesados (Novotny y Olem, 1994), los que son usados en la síntesis de sus propios componentes orgánicos moleculares a través de su absorción desde el suelo por las raíces y la posterior incorporación a los compuestos orgánicos, esenciales para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Nouri *et al.*, 2009).

Dentro de los humedales construidos, las plantas acuáticas han desarrollado mecanismos adaptativos a las condiciones de saturación del sustrato y de inundación (Brix, 2002). Entre estas adaptaciones, se encuentran mecanismos de aireación de sus tejidos compuesto de grandes espacios huecos interconectados, denominado aerénquima, que permite la convección de gases a través de toda la planta, llegando a proporcionar aire a las raíces (Fernández, 2008). El aire que no es aprovechado por las plantas, crea un microambiente que estimula el desarrollo de microorganismos como bacterias y hongos que se asocian a la raíz, responsables de la degradación de la materia orgánica (Dorrepal y Cornelissen, 2005), lo que resulta en una disminución de la carga contaminante del sistema, mientras que las plantas absorben nutrientes del medio como nitrógeno, fósforo y carbono, entre otros, los que posteriormente son usados para llevar a cabo procesos metabólicos, que resultan en el crecimiento y desarrollo de éstas (Azton-Bieto y Talón, 2008; Yabe y Nakamura, 2010). En general, el aporte de oxígeno de las plantas acuáticas en un humedal resulta difícil de determinar, pues éste varía a lo largo de la columna de agua, siendo más abundante en la superficie (donde también se produce aireación por efecto del viento) que en el fondo, además, debido a los procesos de fotosíntesis, el aporte de oxígeno, suele ser mayor durante el día (Cronk y Siobhan, 2001).

La remoción de nitrógeno por parte de las plantas, depende de factores como pH (siendo el óptimo entre 6,5 y 8,5), temperatura, disponibilidad de nutrientes y condiciones del suelo (Vymazal, 1999), y consiste en la asimilación de formas inorgánicas del nitrógeno para formar compuestos orgánicos nitrogenados estructurales (Fernández *et al.*, 2008). Las plantas acumulan el nitrógeno, principalmente, en sus órganos vegetativos verdes (hojas y tallos), de modo que para eliminar ese nitrógeno del sistema es necesario retirar periódicamente del humedal la biomasa producida (al menos una vez al año), de otro modo, el nitrógeno, así como el fósforo, el carbono, y otros elementos absorbidos desde el efluente, se reintegran al sistema y se reciclan debido a la incorporación de los restos vegetales en el humedal (Debing *et al.*, 2010). Los compuestos biodegradables son amonificados poco a poco por organismos aerobios o anaerobios presentes en biopelículas y sedimentos. Parte del amonio es extraído por las plantas, especialmente durante la época de crecimiento (Vymazal, 2010). El resto del amonio puede permanecer en el sedimento durante un tiempo o pasar a la columna de agua. En condiciones de pH elevado y temperatura adecuada, en las zonas de aguas libres sin vegetar, la volatilización del amoníaco

puede llegar a ser significativa (75 – 80 %) (Brix *et al.*, 2002). En otras circunstancias, en las proximidades de la lámina de agua desprovistas de vegetación y otras zonas en las que exista suficiente oxígeno disuelto ($0,004 \text{ mgO}_2/\text{L}$, aproximadamente), el amonio puede ser nitrificado por organismos nitrificantes (Heldt y Heldt, 2005). Por otra parte, se pueden desarrollar procesos de nitrificación en sectores de las plantas que se encuentran constantemente liberando oxígeno al medio, como la rizósfera y tallos sumergidos (Stein y Hook, 2009). Sin embargo, en este sector el proceso es poco intenso ya que las plantas están enraizadas en los sedimentos donde las condiciones son anaerobias. Lo normal es que cerca de la entrada del influente al humedal no haya nitrificación porque la carga orgánica (y por tanto, la demanda en oxígeno) es alta ($400 \pm 0,35 \text{ (mg/L)}$), por el contrario, la nitrificación ocurre en zonas más alejadas, sin vegetación, suficientemente aireadas (Du *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2010). El nitrato, ya sea el formado por nitrificación o el que procede del influente, puede ser utilizado como nutriente por microorganismos y plantas, o pasar a los sedimentos, y en condiciones anaerobias y en presencia de materia orgánica puede ser desnitrificado por microorganismos que se encuentren suspendidos en el agua o asociados a biopelículas, y de esta manera, el nitrógeno gaseoso pasa a la atmósfera (Fernandez *et al.*, 2008).

El nitrógeno orgánico sufre amonificación, y el amonio liberado, si está al alcance de las raíces, puede ser asimilado por las plantas, en caso contrario, se moviliza con el flujo del agua hacia la salida (Du *et al.*, 2009).

Dentro de los síntomas de deficiencia de nitrógeno, se encuentra la clorosis en las hojas adultas que con frecuencia, caen de la planta antes de volverse necróticas, mientras que el exceso de nitrógeno se traduce en un desarrollo radicular disminuido, frente a un desarrollo foliar en exceso, con la consiguiente elevación en la proporción parte aérea-raíz, justo a la inversa de lo que sucede en condiciones de deficiencia (Heldt y Heldt, 2005; Azton-Bieto, 2008).

El fósforo, se encuentra disponible para la planta como ion fosfato y se absorbe por las raíces de la planta, preferentemente como H_2PO_4^- en suelos con un pH menor a 7, y como anión divalente HPO_4^{2-} en suelos básicos, con pH mayor a 7, donde el fósforo, es incorporado en una variedad de compuestos orgánicos, incluidos los fosfatos de azúcar, los fosfolípidos y nucleótidos (Heldt y Heldt, 2005).

A diferencia del nitrógeno, el fósforo no se encuentra en forma reducida en las plantas, sino que permanece como fosfato, ya sea en forma libre o como un compuesto orgánico, principalmente como éster fosfórico con grupos hidroxilos, o formando enlaces anhídricos ricos en energía, como es el caso del ATP o del ADP, por lo que desempeña un papel clave en la fotosíntesis, en la respiración y en todo el metabolismo energético (Salisbury y Ross, 1994; Fernández *et al.*, 2008).

El fosfato tiene un papel estructural importante en muchas moléculas y estructuras celulares, como los enlaces diéster presentes en los ácidos nucleicos y en los fosfolípidos, fundamentales en las estructuras membranosas. Con todo, una parte importante del fosfato de la planta se encuentra en forma iónica libre: 75% en vacuolas y el 25% restante en la matriz, y los orgánulos citoplasmáticos, en equilibrio con los ciclos metabólicos (Heldt y Heldt, 2005).

En la mayoría de las plantas el fosfato se redistribuye fácilmente de un órgano a otro acumulándose en las hojas jóvenes y en las flores y semillas en desarrollo, por lo que los síntomas de deficiencia se presentan primero en las hojas adultas. Las plantas deficientes presentan enanismo, y en contraste con las deficientes en nitrógeno, presentan un color verde intenso, adquiriendo un color pardusco a medida que van muriendo. La madurez se ve retardada en comparación con la de las plantas control, aunque en muchas especies es la relación del fósforo con el nitrógeno la que regula la maduración: el exceso de nitrógeno la retrasa y la abundancia de fósforo la acelera, además, genera un gran desarrollo de las raíces en relación con la parte aérea, lo que determina una baja proporción parte aérea-raíz (Azton-Bieto y Talón, 2008; Fernández *et al.*, 2008).

El papel que desempeña la vegetación en la remoción de nutrientes y otros contaminantes del agua está estrictamente relacionado con factores intrínsecos de la planta: las extracciones en valores absolutos (g extraídos del elemento por unidad de superficie vegetada) dependerán del rendimiento de la planta (g de peso seco de biomasa producida por unidad de superficie) y del contenido en dicho elemento por unidad de peso seco de la planta. Las plantas asimilan elementos del medio según sus períodos cíclicos de crecimiento y senescencia, donde la extracción de nutrientes como nitrógeno y fósforo (asimilación por la planta) se acentúa en períodos de primavera-verano, mientras que la reincorporación de elementos al sistema (caída y

descomposición de restos vegetales) lo hace en otoño-invierno (Salisbury and Ross, 1994; Heldt y Heldt, 2005). De esta manera, la extracción de nutrientes por parte de las plantas es más efectiva durante la época estival, donde las plantas muestran una alta tasa de crecimiento absoluto y las temperaturas favorecen procesos de nitrificación/desnitrificación (Vymazal *et al.*, 2010).

Las plantas acuáticas son muy productivas, por lo que la extracción de nutrientes por incorporación al tejido vegetal, puede llegar a ser muy significativa, entre 200 a 550 (kgN/ha año) y entre 30 a 150 (kgP/ha año) (Novoty y Olem, 1994; Brix, 1997, Reddy y D´Angelo, 1997). En general, la asimilación de nutrientes varía de una especie a otra, por lo que la selección de las especies a usar, debe realizarse de acuerdo a la adaptabilidad de éstas al clima local, tolerancia a altas cargas de nitrógeno (9,4-61 mgN/L), fósforo (3,6-63,2 mgP/L), DQO (13,2-435 mgO₂/L) y DBO₅ (12,6-151 mgO₂/L), y facilidad de manejo (Verhoeven *et al.*, 2006; Debing *et al.*, 2010; Ghosh y Gopal, 2010; Vymazal *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2010).

3.6. Procesos asociados a la eliminación de nitrógeno y fósforo

Entre los procesos de eliminación de nutrientes asociados a humedales construidos, se encuentran fenómenos de precipitación, adsorción, descomposición y reacciones de volatilización. Por otro lado, los procesos biológicos cuentan con extracción biológica directa de nutrientes a través de la asimilación de las plantas (IWA, 2000).

El nitrógeno entra a un humedal en forma inorgánica, (particulado y disuelto, principalmente como amonio, el que luego es transformado a nitrato y nitrito), y en forma orgánica (plantas, masa microbiana y materia orgánica del suelo) (Reddy y D´Angelo, 1997). La fracción particulada de nitrógeno es removida del sistema por filtración y sedimentación, mientras que la disuelta, es removida gracias una serie de procesos que incluyen amonificación, nitrificación, desnitrificación y volatilización del amonio (Reddy y D´Angelo, 1997; Meers *et al.* 2008; Newman *et al.* 2009). De estos procesos de desnitrificación, volatilización del amonio y poda de las plantas, resulta una eliminación neta de nitrógeno, mientras que los otros procesos transforman el nitrógeno desde una forma a otra en los distintos pasos de amonificación, nitrificación y desnitrificación, que controlan la circulación y remoción del nitrógeno dentro de los humedales (Fernández *et al.*, 2008; Debing *et al.*, 2010).

Dentro de los procesos biológicos asociados al nitrógeno, se encuentran la amonificación, nitrificación, desnitrificación, fijación de nitrógeno y asimilación por plantas (Reddy y D'Angelo, 1997; Newman *et al.*, 2009). La amonificación, también denominada hidrólisis o mineralización del nitrógeno orgánico, consiste en la transformación biológica del nitrógeno presente en la materia orgánica a nitrógeno amoniacal, proceso que ocurre durante la degradación de la materia orgánica, en condiciones aerobias o anaerobias (Heldt y Heldt, 2005). En condiciones anaerobias la amonificación ocurre más lentamente que en condiciones aerobias, mientras que la velocidad de este proceso aumenta junto con el pH y la temperatura (Brix *et al.*, 2002). El amonio formado puede sufrir procesos de volatilización en forma de amoníaco gaseoso, absorción por organismos fotosintéticos, asimilación por microorganismos y nitrificación (Hunt *et al.*, 2001). La nitrificación es el proceso de conversión biológica del amonio a nitrato por parte de microorganismos aerobios nitrificantes, suspendidos en el agua o situados en las biopelículas de las superficies sumergidas (Fernández *et al.*, 2008). El proceso se realiza en dos fases, donde la primera es la oxidación del amonio a nitrito por bacterias del género *Nitrosomona*, y la segunda, la del nitrito a nitrato por bacterias del género *Nitrobacter*. La velocidad del proceso depende del pH, de la temperatura y requiere de condiciones aerobias (Azton-Bieto y Talón, 2008). El ión nitrato, al contrario que el amonio, no se inmoviliza en el sustrato, sino que permanece en el agua, de donde puede ser absorbido por plantas o microorganismos, o ser reducido (desnitrificación). La desnitrificación, o reducción del nitrato a nitrógeno gaseoso, se produce en condiciones anaerobias por microorganismos (bacterias heterótrofas) que utilizan el nitrato como aceptor de electrones y el carbono orgánico como donante electrónico, es decir, se produce en ausencia de oxígeno y con disponibilidad de carbono orgánico (Heldt y Heldt, 2005). Entre estos dos requerimientos, el que suele ser más limitante es el de la disponibilidad de carbono, ya que en el fondo del humedal se mantienen condiciones anóxicas, donde el carbono puede proceder de la contaminación orgánica del influente o de los restos de plantas y otros organismos. Los productos de la desnitrificación son nitrógeno molecular (N_2) y óxido de nitrógeno (N_2O). La desnitrificación tiene lugar, principalmente, en los sedimentos del humedal y en biopelículas de zonas con muy bajo oxígeno disuelto y con alta disponibilidad de carbono, como son las zonas del fondo en las que hay restos vegetales descomponiéndose o exudados de plantas, donde la velocidad a la que se produce depende del pH y la temperatura (Brix *et al.*, 2002). El nitrógeno gaseoso pasa a la columna de agua, quedando a disposición de

organismos que pueden fijarlo, o se libera a la atmósfera. La pérdida a la atmósfera se produce con mayor facilidad en las zonas del humedal que se encuentran sin vegetación, donde la lámina de agua se encuentra más expuesta. (Fernández *et al.*, 2008).

El proceso de asimilación del nitrógeno gas (N₂) a nitrógeno orgánico se denomina fijación del nitrógeno, y se realiza por organismos que contienen enzimas nitrogenasas, como algunas bacterias y algas verde-azuladas, en condiciones anaerobias o aerobias (Salisbury y Ross, 1994). Los lugares dentro de un humedal construido donde puede ocurrir la fijación, son la capa superficial del agua en las zonas abiertas, en los sedimentos, en la rizósfera oxidada y sobre la superficie de hojas y tallos de las plantas (Brix, 2002).

Por su parte, los mecanismos de eliminación de fósforo dentro de los humedales construidos, se deben principalmente a i) extracción directa por plantas y microorganismos, ii) sedimentación y entierro, iii) mineralización y iv) adsorción y precipitación, siendo el principal mecanismo de extracción de fósforo es la absorción de éste por las plantas a través de las raíces (Reddy y D´Angelo, 1997).

3.7. *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják

Dentro de las plantas vasculares acuáticas usadas en humedales construidos, se destacan dos especies: *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják.

Typha angustifolia L. es una planta acuática perenne, de la Familia Typhaceae que habita entre 0 y 1100 m.s.n.m. Su distribución incluye Argentina y Chile, en la I, V, VII y XI Región (Catálogo de Plantas Vasculares, 2009). Presenta una agregación basal de hojas planas emergentes que pueden alcanzar 2 (m) de altura, flores agrupadas en inflorescencias y raíces leñosas sumergidas, es usada con fines ornamentales y sus hojas son utilizadas como material de tejido en países centroamericanos. Tradicionalmente, el uso más importante era el de la fabricación de tejidos para sillas, cestas y otros enseres (Crespo y Pérez-Moreau, 1967; Miao y Sklar, 1998).

Schoenoplectus californicus (C.A. Meyer) Soják, de la Familia Cyperaceae, es una especie acuática perenne, de tallo trígono, que presenta flores en los extremos

terminales, y puede alcanzar hasta 3 (m) de altura. Se encuentra desde 0 a 2000 ms.n.m., presenta distribución en América de Norte, América Central y América del Sur, donde se incluye Argentina (Buenos Aires), Bolivia, Brasil, Paraguay, Uruguay, Ecuador, Paraná, Rio Grande Do Sul, y Santa Catarina. En Chile, su distribución cubre todo el territorio continental e Isla de Pascua (Catálogo de Plantas Vasculares, 2009).

Estas especies, además de vivir en sustratos permanentemente húmedos, son tolerantes a altas cargas de nutrientes, alta concentración de materia orgánica (con valores de DQO de 435 ± 125 (mg/L)) (Debing *et al.*, 2010; Ghosh y Gopal, 2010; Vymazal *et al.*, 2010 Zhang *et al.*, 2010), y rangos de pH entre 6 y 9, (Fernández *et al.*, 2008; Kadlec y Wallace, 2008). Además, estimaciones indican que el aporte de oxígeno por parte de estas plantas, es de aproximadamente 0,4 (mgO₂/g (peso seco)día) para *Typha angustifolia* y de 0,3 a 2,3 (mgO₂/g(peso seco)día) para *Schoenoplectus californicus*.

Ambas especies se encuentran enraizadas en el humedal construido del Fundo San Guillermo, que se encuentra alimentado con purín de cerdo originado de la actividad ganadera que se realiza en el plantel de cerdos emplazado en dicho fundo.

4. HIPOTESIS DE TRABAJO

Las especies *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer), Soják inoculadas en un humedal construido para el tratamiento de purines de cerdo pueden ser usadas para la extracción de nitrógeno y fósforo contenidos en éstos.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo General

Determinar el comportamiento de *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják en un humedal construido para el tratamiento de purines de cerdo.

5.2. Objetivos Específicos

- i. Señalar el efecto de las estaciones del año en el crecimiento de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus*.
- ii. Relacionar el crecimiento de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* con las características químicas de la fase líquida correspondientes a las zonas de enraizamiento.
- iii. Determinar el efecto del crecimiento en conjunto de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* en la disminución de nitrógeno y fósforo.

6. METODOLOGÍA

6.1. Área de estudio

El Fundo San Guillermo, se encuentra emplazado en la comuna de Coihueco, Provincia de Ñuble, Región del Bío Bío, en las coordenadas, 36°33´19,61´´S; 71°51´49,64´´W, en un predio que comprende 100 ha de superficie, de propiedad de Agrícola Yanine. El plantel de cerdos se encuentra conformado por 16 pabellones de 405 m² cada uno, abarcando un área de 6.480 m². Este plantel cuenta con un sistema de tratamiento de purines que consiste en un tratamiento primario para la reducción de sólidos, una laguna anaeróbica, para disminuir la materia orgánica contenida en este residuo, y un humedal construido, para reducir la cantidad de nutrientes.



Figura 1. Localización del predio.

6.2. Características del humedal construido y puntos de muestreo

6.2.1. *Características del humedal construido:* El humedal construido emplazado en el Fundo San Guillermo corresponde a un sistema de 10 canales interconectados delimitados por pretilles, con una profundidad promedio de 0,7 m. El sistema presenta un área aproximada de 2000 m² con un volumen útil de 2000 m³, y cuenta con la presencia de las plantas vasculares acuáticas *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus*. El humedal construido sólo fue alimentado en enero de 2009.

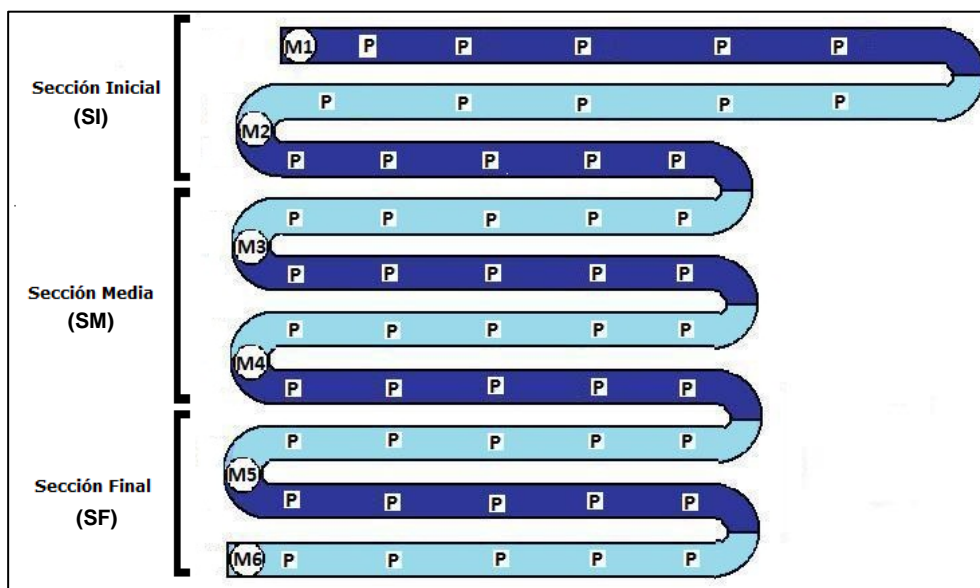


Figura 2. Esquema del humedal construido del Plantel de Cerdos del Fundo San Guillermo, donde se muestran los 10 canales interconectados, las plantas seleccionadas y marcadas para ser medidas ("P"), los 6 sectores de extracción de fase líquida ("M") y la zonación en sección inicial (SI), media (SM) y final (SF) usada para los análisis de datos.

6.2.2. *Muestreo de plantas vasculares acuáticas:* En terreno, se seleccionaron 10 plantas al azar de cada canal ("P"), cada una de ellas fue marcada con una etiqueta de plástico rojo de 8x10 cm, y se le asignó un número de identificación, de esta forma, cada planta es fácilmente reconocida durante los monitoreos. A cada uno de las plantas etiquetadas, se les midió la altura (desde el extremo basal al apical), el diámetro basal y se estimó la abundancia relativa dentro del humedal de ambas especies. Además, se extrajeron individuos para realizar análisis proximales y de determinación de biomasa. Estos análisis se complementaron con un registro fotográfico.

6.2.3. Muestreo de la fase líquida: Las muestras de fase líquida fueron extraídas en 6 puntos de muestreo establecidos a lo largo del humedal ("M1", "M2", "M3", "M4", "M5" y "M6"). Se tomaron 5 L de muestras de la columna de agua y se conservaron a 4°C, para su posterior análisis de acuerdo con los protocolos establecidos en Standard Methods (APHA-AWWA-WPCF, 1985), para determinar concentraciones de nitrógeno, fósforo y DQO.

La recolección de muestras y toma de datos se realizó a través de monitoreos en terreno mes por medio, con el objetivo de lograr un seguimiento detallado de las plantas.

6.3. Materiales

6.3.1. Materiales de terreno: Para el trabajo en terreno se usó una huincha para la medición de la altura de las plantas, un pie de metro para la medición del diámetro basal, un cuadrante de PVC de 1m², pliegos de papel craft, bolsas plásticas selladas, una pala y una cámara digital para obtener el registro fotográfico. Para la toma y transporte de la fase líquida, se usarán bidones de plástico de 5 L.

6.3.2. Materiales para laboratorio: Para el análisis en laboratorio de las muestras de fase líquida se usaron los materiales mencionados en los protocolos establecidos en Standard Methods (APHA-AWWA-WPCF, 1985).

6.4. Métodos analíticos

6.4.1. Métodos analíticos: la determinación de las concentraciones de nutrientes, en este caso nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) se realizarán mediante kits específicos de Spectroquant NOVA-60, de Merck. Para las concentraciones de NT se usará el kit de código 1.00613.0001 que detecta concentraciones entre 0,5 y 15,0 (mg N/L) a través del método de Koroleff, que consiste en la transformación de los compuestos orgánicos e inorgánicos en nitratos, a través del tratamiento con un oxidante en un termorreactor. Estos nitratos, en solución sulfúrica y fosfórica, forman con 2,6-dimetilfenol (DMP) el compuesto 4-nitro-2,6-dimetilfenol que se determina fotométricamente. Para determinar concentraciones de PT se empleará el kit de código 1.14729.0001, que registra valores entre 0,5 y 25,0 (mg P/L), donde, a través del uso de una solución sulfúrica, los iones ortofosfatos y los iones molibdato forman ácido

molibdofosfórico. Este último, con ácido ascórbico, se reduce a azul de fosfomolibdeno ("PMB") que se determina fotométricamente (AWWA-APHA, 1985).

6.4.2. Análisis de plantas vasculares acuáticas: El análisis proximal es usado para determinar concentraciones de nitrógeno, fósforo y carbono, entre otros elementos, presentes en los tejidos de las plantas, además, permite confirmar síntomas visuales de malnutrición o toxicidad y conocer el estado nutricional de éstas (INIA, 2009). Se extrajeron individuos de ambas especies en dos sectores del humedal, correspondientes a M3 y M5, las cuales fueron envueltas en papel craft dentro de bolsas plásticas selladas y rotuladas, y llevadas al lugar de análisis, según lo establecido en la Guía y Manual de Toma de Muestras (INIA, 2009). Las muestras fueron analizadas en el Instituto de Investigación Agropecuarias (INIA, 2009) con sede en Chillán. El análisis proximal se realizó el año 2009 y 2010, en ambas ocasiones durante el mes de junio. Para la determinación de biomasa, se extrajeron individuos de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* en cada sector de muestreo a lo largo del humedal construido con el uso de una pala, con el objetivo de determinar la cantidad de producción de biomasa de las plantas. Los individuos recolectados, fueron envueltos en papel craft y transportadas en bolsas plásticas (INIA, 2009). Una vez en laboratorio, las plantas fueron separadas en sección radicular (Miao y Sklar, 1998; Matsui y Tsuchiya, 2010), se pesaron y luego se dejaron en la estufa a 75° C durante 24 horas, tiempo necesario para alcanzar peso constante (Keddy *et al.*, 1994; Singh y Agrawal, 2010; Yang *et al.*, 2010). De esta manera, se obtuvo el porcentaje de materia seca de las plantas. Para estimar la cantidad de plantas por unidad de área, se usó un cuadrante de PVC de 1m² en los sectores de muestro ya establecidos, donde se cuantificará el número de individuos, de tal manera de obtener valores de abundancias relativas de cada especie dentro del humedal construido. Además, en el mes de junio de 2009 y 2010, se realizó la poda de la sección aérea de las plantas para evitar la reintegración de la materia vegetativa al sistema.

6.4.3. Análisis de datos: Para el análisis de los datos obtenidos a través de las mediciones realizadas a las plantas en terreno, y los parámetros químicos realizados a las muestras de fase líquida, se dividió el humedal en tres secciones. De esta manera, se obtuvo una sección inicial (SI), correspondiente a los puntos de muestreo M1 y M2, una sección media (SM), que comprende los puntos M3 y M4, y una sección final (SF), que incluye los puntos M5 y M6.

7. RESULTADOS

El crecimiento de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* a través de las estaciones del año en el humedal construido se muestran en la Figura 3 y 4, respectivamente, entre los años 2008 y 2009.

En la Figura 3, se puede observar que durante la primavera de 2008, en la sección final del humedal se registró la mayor altura de *Typha angustifolia*, que alcanzó en promedio 141 (cm) y un diámetro basal promedio de 1,7 (cm). En las secciones inicial y media, las plantas no superaron los 26,4 (cm) de altura y presentaron en promedio diámetros basales inferiores a 0,5 (cm).

Durante el verano de 2009, no se registró crecimiento de *Typha angustifolia* en la sección inicial. En la sección media del humedal construido, la altura promedio fue de 5,5, (cm) y de 0,2 (cm) de diámetro basal promedio. Para la sección final, la altura promedio de las plantas fue de 54,8 (cm) y 1,6 (cm) de diámetro basal promedio.

En el otoño de 2009, se observó un aumento de la altura de las plantas de la sección inicial y media, de esta manera, en la sección inicial la altura promedio fue de 45,5 (cm), en la sección media fue de 46,8 (cm) y en la sección final fue de 47,7 (cm) promedio. Por su parte, las medidas de diámetro basal se duplicaron en todo el humedal construido, en comparación con el verano de 2009, alcanzando 3,5 (cm) en promedio en las tres secciones. En invierno del mismo año, se realizó la poda anual de las plantas dentro del humedal construido, por lo tanto, la altura y el diámetro basal de éstas disminuyen a cero.

En la estación de primavera de 2009, se registró un nuevo período de crecimiento, donde se observó un aumento en la altura y diámetro basal de las plantas. En la sección inicial, las plantas presentaron una altura promedio de 105 (cm) y 2,8 (cm) de diámetro basal promedio. En la sección media, la altura promedio fue de 101 (cm) y 3,4 (cm) de diámetro basal promedio. En tanto, en la sección final, se registró una altura promedio de 47 (cm) y 3,5 (cm) de diámetro basal.

Durante el verano de ese mismo año, la altura de las plantas y el diámetro basal fue más uniforme en comparación con los datos obtenidos en la primavera de 2009. De esta manera, en la sección inicial se obtuvo una altura promedio de 142 (cm) y 4,3

(cm) de diámetro basal. En la sección media se registró una altura promedio de 178 (cm) y diámetro basal promedio de 4,3 (cm). Para la sección final, se obtuvo una altura promedio de 160 (cm) y 4,3 (cm) de diámetro basal promedio.

En otoño de 2010, la altura y diámetro basal de *Typha angustifolia* presentó un aumento de las medidas en comparación con los monitoreos realizados anteriormente. En la sección inicial la altura promedio de las plantas llegó a 210 (cm) y el diámetro basal promedio a 6,4 (cm). En la sección media, la altura promedio fue de 200 (cm), mientras que el diámetro basal promedio fue de 5,2 (cm). En cambio, en la sección final, ambas medidas fueron menores, la altura promedio de las plantas llegó a los 99 (cm) y el diámetro basal a 2,4 (cm). En invierno de 2010, se realizó una nueva poda de las plantas en el humedal construido, lo que significa la disminución en altura y diámetro basal de las plantas.

Durante la primavera de 2010, las plantas iniciaron el proceso de crecimiento tras la poda, de esta manera, las mayores alturas y diámetros basales se registraron en la sección inicial y media, donde las plantas alcanzaron en promedio 121 (cm) de altura y 4,6 (cm) de diámetro basal. En la sección final, la altura promedio de las plantas fue de 100 (cm) y el diámetro basal promedio de 3,1 (cm).

En la Figura 3, se puede observar que existe una relación entre la altura y el diámetro basal de las plantas. De esta manera, al producirse un aumento en la altura, se registra un aumento de diámetro basal. Lo mismo ocurre al registrarse una disminución de las medidas.

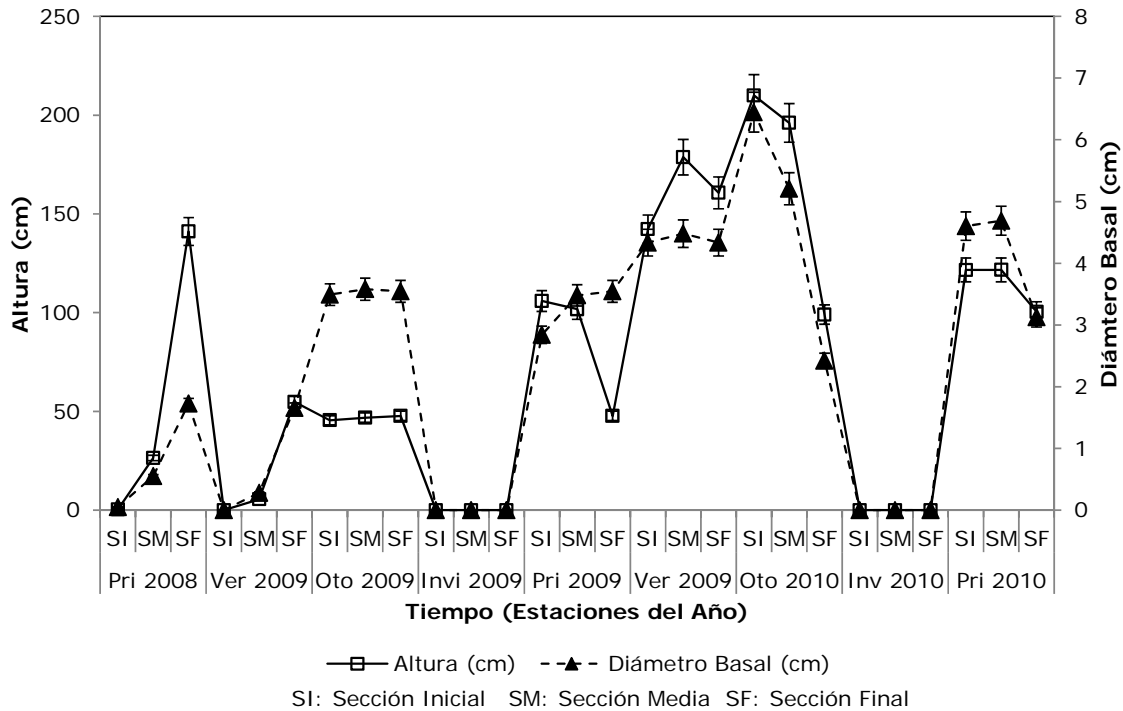


Figura 3. Crecimiento de *Typha angustifolia* durante las estaciones del año.

A partir de la Figura 4 se puede observar que durante la primavera de 2008, sólo se encontró *Schoenoplectus californicus* en la sección media del humedal construido, donde alcanzó una altura promedio de 133 (cm) y diámetro basal promedio de 2 (cm). Durante el verano de 2009, no se registró la presencia de esta especie. Sin embargo, en otoño de 2009, reaparece en la sección media, donde midió en promedio 87 (cm) de alto y 2 (cm) de diámetro basal. En invierno de 2009, se realizó la poda anual de las plantas, por lo que no hay registro de altura y diámetro basal.

Durante la primavera de 2009, se inicia otro período de crecimiento de las plantas. En esta oportunidad, esta especie se encuentra sólo en la sección media del humedal construido, donde midió 88 (cm) de altura promedio y 2 (cm) de diámetro basal promedio. En el verano del mismo año, se observó la presencia de *Schoenoplectus californicus* en la sección inicial, donde presentó una altura promedio de 162 (cm) y 4,3 (cm) de diámetro basal promedio, y en la sección media, la altura promedio fue de 184 (cm) y 4,3 (cm) de diámetro basal promedio. No hubo crecimiento de esta especie en la sección final.

En otoño de 2010, se observó la disminución de la altura de las plantas en comparación con lo registrado en verano de 2009. En la sección inicial, la altura promedio fue de 145 (cm) y el diámetro basal promedio fue de 1,7 (cm). En la sección media, la altura promedio fue de 194 (cm) y el diámetro basal promedio de 1,9 (cm). No se observó crecimiento de esta especie en la sección final del humedal construido. En invierno de 2010 se realizó la poda anual de las plantas, por lo que la altura y diámetro basal de las plantas disminuye a cero.

Durante la primavera de 2010, se observó el crecimiento de esta especie en las tres secciones del humedal construido, siendo en la sección final de éste donde presentó la mayor altura, la cual alcanzó en promedio 110 (cm) y 2,3 (cm) en promedio de diámetro basal. En la sección inicial la altura promedio fue de 86 (cm) y 1,8 (cm) de diámetro basal promedio. En la sección media, la altura promedio fue de 92 (cm) y el diámetro basal promedio de 1,6 (cm).

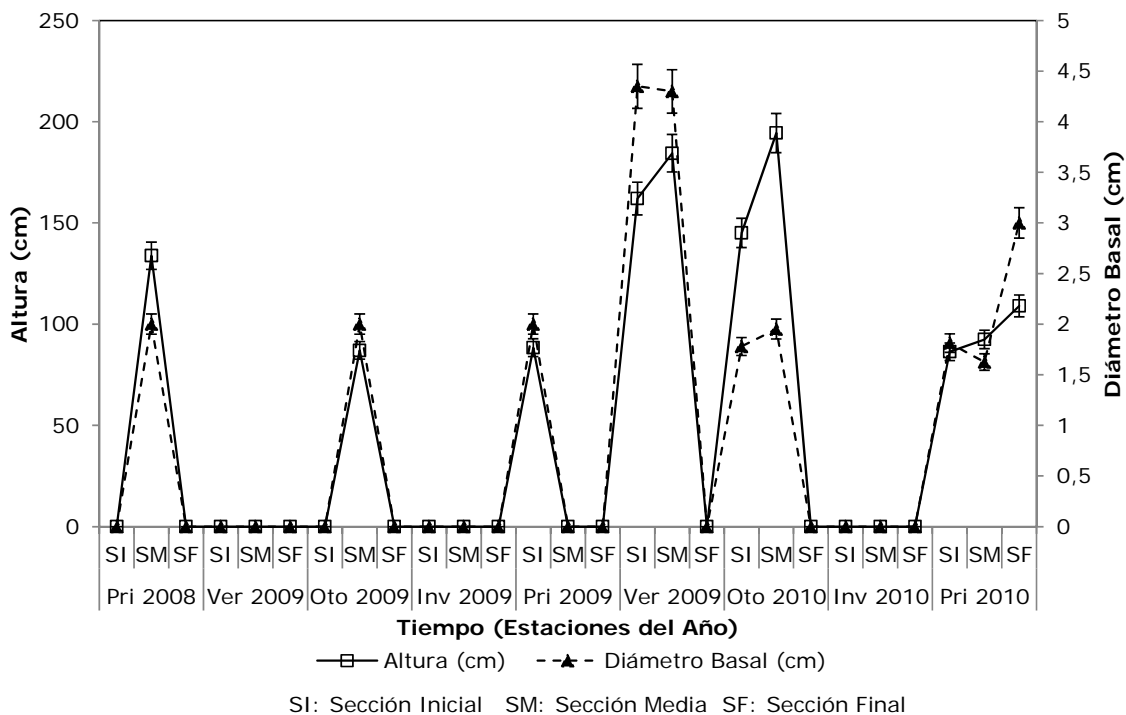


Figura 4. Crecimiento de *Schoenoplectus californicus* durante las estaciones del año.

Al igual que en la Figura 3, en la Figura 4 se puede observar que existe una relación directa entre la altura de las plantas y el diámetro basal, de tal manera el aumento o

disminución de la altura de éstas, implica un consecuente aumento o disminución en el diámetro basal, según corresponda.

Para relacionar el crecimiento de las plantas y la concentración de nutrientes contenidos en el purín con que se alimentó el humedal construido, se calculó la relación entre la altura de las plantas y sus respectivos diámetros basales. A continuación, estos valores fueron relacionados con la carga de nitrógeno presente en el sistema (kg N/ ha d) y con la concentración de fósforo (mg/L) presente en la fase líquida. En este caso, los datos de crecimiento de las plantas no fueron agrupados en secciones, sino que se trabajaron por punto de muestreo de fase líquida, mencionados anteriormente como "M".

En la Figura 5 se puede observar el crecimiento de *Typha angustifolia* frente a las distintas cargas de nitrógeno y concentraciones de fósforo.

Durante la primavera de 2008, la mayor proporción de crecimiento de las plantas se encuentra entre M4, M5 y M6. En verano de 2009, específicamente en enero, se realizó la alimentación del sistema, de esta manera, la carga de nitrógeno aumenta a 69,9 (kgN/ha d) y la concentración de fósforo a 20 (mg/L), mientras que la proporción de crecimiento de las plantas disminuye en un 60%. En otoño del mismo año, la carga de nitrógeno disminuye a 1,35 (kgN/ha d) y el fósforo aumenta a 30 (mg/L), mientras que las plantas aumentan su crecimiento. Durante el invierno de este mismo año, la carga de nitrógeno disminuye a 0,2 (kgN/ha d) y el fósforo aumenta a 50 (mg/L). En este período, se efectuó la poda de las plantas, por lo que no se obtiene crecimiento de éstas.

Durante la primavera de 2009, la carga de nitrógeno y la concentración de fósforo disminuyen a 0,16 (kgN/ha d) y 20 (mgP/L), respectivamente. En este caso, las plantas aumentan el crecimiento en los seis puntos de muestreo. En el verano de 2010, la carga de nitrógeno disminuye a 0,05 (kgN/ha d) mientras que el fósforo aumenta a 29 (mg/L). En los monitoreos realizados en este periodo se registró el aumento del crecimiento de *Typha angustifolia* en las seis secciones.

Durante el otoño del mismo año, la carga de nitrógeno se mantiene, el fósforo aumenta a 40 (mg/L) y el crecimiento de las plantas disminuye a proporciones similares a las observadas durante la primavera de 2009. En invierno de 2010, las

plantas son podadas nuevamente. En este periodo la carga de nitrógeno se mantiene en 0,05 (kgN/ha d) y el fósforo aumenta a 50 (mg/L). Durante la primavera de 2010, la carga de nitrógeno se mantiene en 0,05 (kgN/ha d) y el fósforo disminuye a 20 (mg/L), mientras que las plantas inician un nuevo periodo de crecimiento tras la poda anual, en las seis secciones del humedal construido.

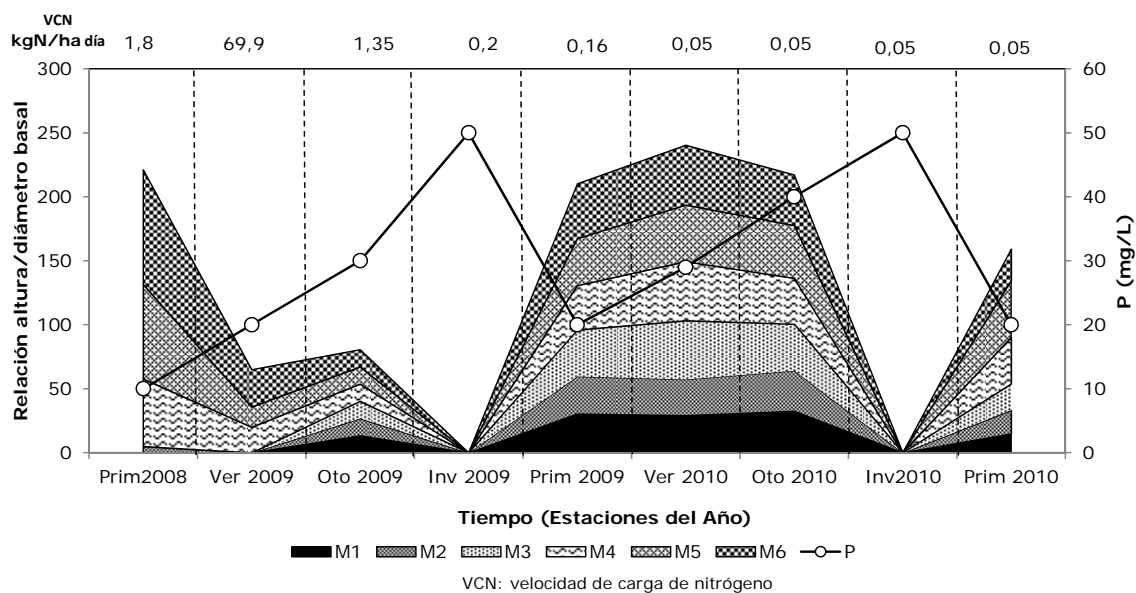


Figura 5. Crecimiento de *Typha angustifolia* frente a concentraciones de nitrógeno y fósforo en el humedal construido.

En la Figura 6 se muestra el crecimiento de *Schoenoplectus californicus* en diferentes cargas de nitrógeno y concentración de fósforo. Durante la primavera de 2008, el crecimiento de esta especie se lleva a cabo sólo en M3. La proporción de crecimiento disminuye durante el verano de 2009, período en que se realizó la alimentación del sistema, como se mencionó anteriormente. En este período, la carga de nitrógeno aumenta a 69,9 (kgN/ha d) y la concentración de fósforo a 20 (mg/L).

Entre otoño y primavera del 2009, no se registra crecimiento de *Schoenoplectus californicus* en el humedal construido. Durante este tiempo, la carga de nitrógeno disminuye de 69,9 a 0,2 (kgN/ha d) y el fósforo aumenta de 20 a 50 (mg/L).

Durante la primavera de 2009, carga de nitrógeno disminuye a 0,16 (kgN/ha d) y la concentración de fósforo a 20 (mgP/L), mientras que las plantas presentan crecimiento en M1, M2, M3 y M4. Sin embargo, durante el verano de 2010, las plantas no

presentaron crecimiento, por lo que no se obtuvo relación entre la altura y el diámetro basal. En este periodo, la carga de nitrógeno bajó a 0,05 (kgN/ha d) mientras que el fósforo aumentó a 25 (mg/L).

En otoño de 2010, se registró el crecimiento de plantas en M1, M2 y M3, período en que la carga de nitrógeno se mantuvo en 0,05 (kgN/ha d) y el fósforo aumentó a 40 (mg/L). Durante el invierno de ese año, se realizó una nueva poda anual, por lo que no se obtuvo relación de crecimiento.

Durante la primavera de 2010, se registró crecimiento de la especie en M1, M2, M3, M4 y M5, mientras que la carga de nitrógeno se mantuvo en 0,05 (kgN/ha d) y el fósforo bajó a 20 (mg/L).

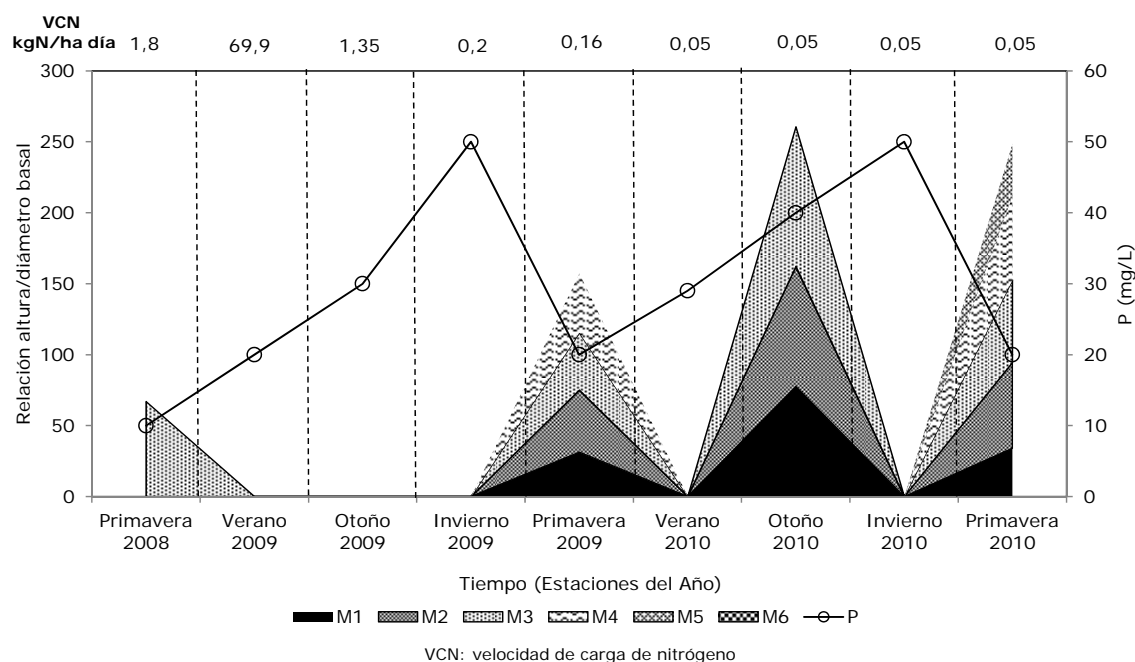


Figura 6. Crecimiento de *Schoenoplectus californicus* frente a concentraciones de nitrógeno y fósforo en el humedal construido.

En la Figura 7, se indica la concentración de DQO (mg/L) y el crecimiento de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus*. Durante la primavera de 2008, la DQO es más baja en la sección inicial, donde alcanzó 200 (mg/L), y no se registró crecimiento de las plantas. En la sección media, la DQO fue de 628 (mg/L), mientras que *Typha angustifolia* midió 26,4 (cm) y *Schoenoplectus californicus* 133 (cm) de altura. La

mayor concentración de DQO, se registró en la sección final, con 151 (mg/L), donde sólo se encontró *Typha angustifolia* con altura promedio de 141 (cm).

En verano de 2009, se realizó la alimentación del sistema. Durante este monitoreo, la DQO en la sección inicial no pudo ser determinada debido a su alta concentración (>3800 (mg/L)), y no se registró crecimiento de plantas vasculares acuáticas. En la sección media, la DQO fue de 3273,07 (mg/L), y *Typha angustifolia* presentó alturas promedio de 5,5 (cm). En la sección final se obtuvo la mayor DQO, que alcanzó 2474,28 (mg/L) y *Typha angustifolia* midió en promedio 54,8 (cm). No se registró crecimiento de *Schoenoplectus californicus* en la sección media y final.

Durante el otoño de 2009, en la sección inicial se registró una DQO de 400 (mg/L) donde *Typha angustifolia* presentó una altura promedio de 45,5 (cm). En la sección media, se obtuvo una DQO de 292 (mg/L), y se registró alturas promedio de 46 (cm) para *Typha angustifolia* y 87 (cm) para *Schoenoplectus californicus*. En la sección final, se registró la mayor DQO del sistema, con 644 (mg/L), mientras que *Typha angustifolia* presentó altura promedio de 47 (cm). Tanto en la sección inicial como final, no se registró crecimiento de *Schoenoplectus californicus*. En el invierno del mismo año, no se registró concentración de DQO, por su parte, las plantas fueron podadas.

En la primavera de 2009, se registró una DQO de 167 (mg/L) en la sección inicial, donde *Typha angustifolia* presentó una altura promedio de 105 (cm) y *Schoenoplectus californicus* de 88 (cm). En la sección media, la DQO alcanzó 28 (mg/L), mientras que *Typha angustifolia* presentó una altura promedio de 101 (cm). Por su parte, en la sección final, se registró la mayor DQO, la que alcanzó 187 (mg/L), *Typha angustifolia* midió en promedio 47 (cm). La especie *Schoenoplectus californicus* no presentó crecimiento en la sección media y final.

Durante el verano de 2009, se registró la mayor DQO en la sección inicial del humedal construido, la cual alcanzó 514 (mg/L), donde *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* midieron en promedio 142 (cm) y 162 (cm), respectivamente. En la sección media, la DQO fue de 436 (mg/L), *Typha angustifolia* midió en promedio 178 (cm), y *Schoenoplectus californicus* midió en promedio 184 (cm). En tanto, en la sección final, la DQO fue de 286 (mg/L), y *Typha angustifolia* midió en promedio 160

(cm). No se registró crecimiento de *Schoenoplectus californicus* en esta sección del humedal construido.

Para las estaciones de otoño, invierno y primavera de 2010, no se registró DQO en el humedal construido.

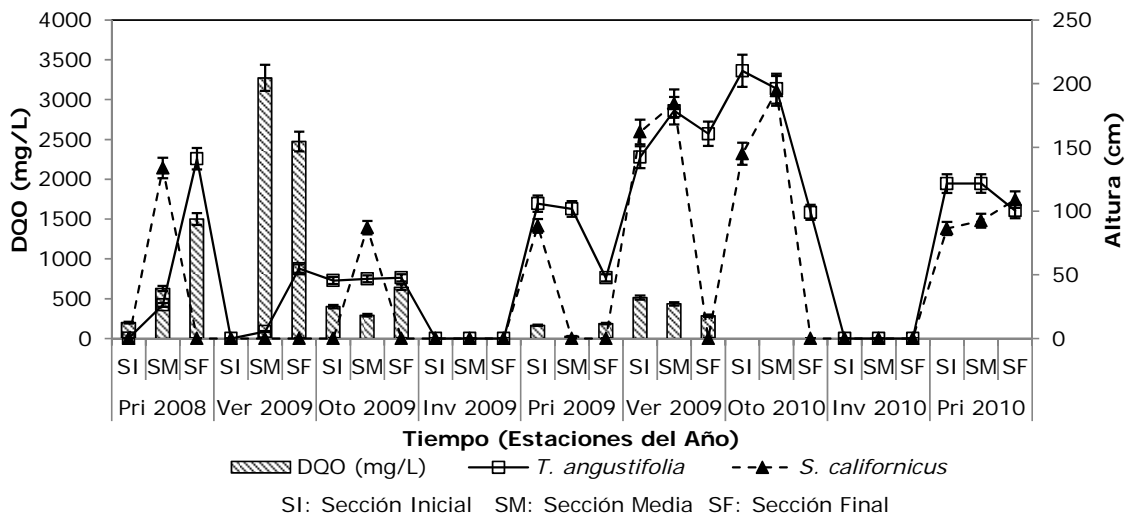


Figura 7. Concentración de DQO frente al crecimiento de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* en el humedal construido.

En la Figura 8 y 9, se tienen los resultados del análisis proximal realizado a las plantas vasculares acuáticas presentes en el humedal construido. Además de considerar las concentraciones de nitrógeno, fósforo y producción de biomasa, por unidad de área, se incluyó la concentración de potasio, dado que representa una parte importante en la composición del peso seco de las plantas. En la Figura 8, se muestra la concentración de nutrientes y producción de biomasa de *Typha angustifolia* en el año 2009 y 2010.

En la sección foliar, la concentración de nitrógeno aumentó de 0,003 a 0,059 (kg/m²), el fósforo aumentó de 0,0006 a 0,0072 (kg/m²), el potasio aumentó de 0,009 a 0,098 (kg/m²), y la producción de biomasa aumentó de 0,139 a 2,238 (kg/m²). En tanto, en la sección radicular se registró un descenso de las concentraciones entre el año 2009 y 2010. El nitrógeno disminuyó de 0,011 a 0,002 (kg/m²), el fósforo disminuyó de 0,0016 a 0,0003 (kg/m²), el potasio bajó de 0,010 a 0,001 (kg/m²) y la producción de biomasa disminuyó de 0,915 a 0,043 (kg/m²).

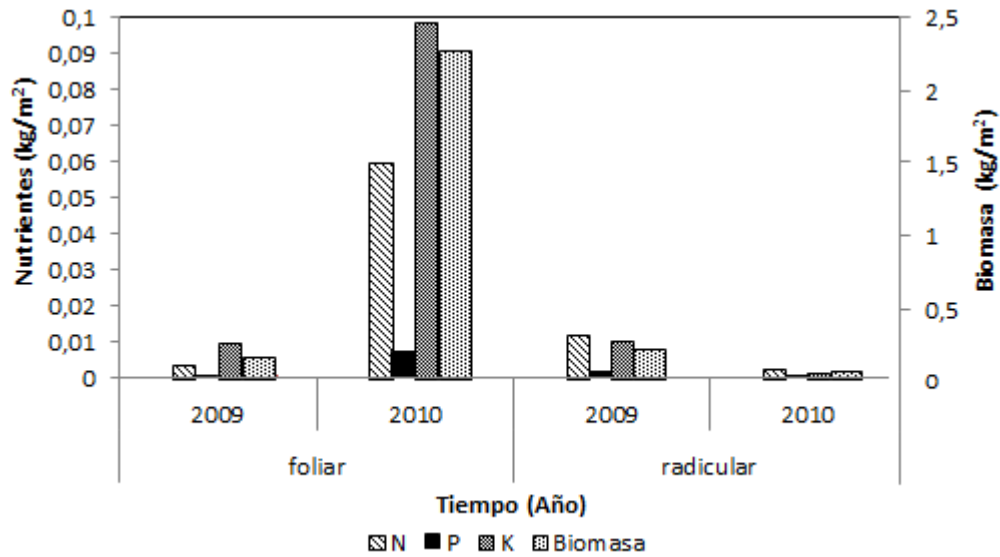


Figura 8. Análisis proximal y producción de biomasa de *Typha angustifolia*.

En la Figura 9, se muestran los resultados del análisis proximal de *Schoenoplectus californicus*. En la sección foliar, se registró un aumento de los parámetros, de esta manera, el nitrógeno aumentó de 0,013 a 0,155 (kg/m²), el fósforo aumentó de 0,0013 a 0,0100 (kg/m²), el potasio aumentó de 0,015 a 0,098 (kg/m²), y la producción de biomasa aumentó de 0,212 a 4,224 (kg/m²). En la sección radicular, se registró una disminución de las concentraciones. De esta manera, el nitrógeno disminuyó de 0,0179 a 0,0012 (kg/m²), el fósforo disminuyó de 0,0021 a 0,0001 (kg/m²), el potasio disminuyó de 0,0096 a 0,0005 (kg/m²) y la producción de biomasa bajó de 0,245 a 0,028 (kg/m²).

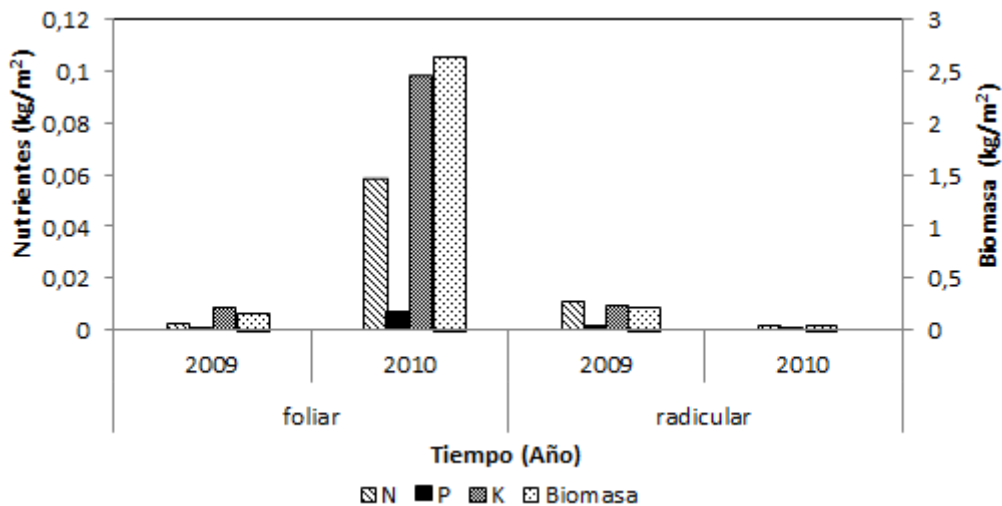


Figura 9. Análisis proximal y producción de biomasa de *Schoenoplectus californicus*.

A partir de la Figura 10, se puede observar la abundancia relativa de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* en el humedal construido. El conteo de los individuos se realizó entre la primavera de 2009 y la primavera de 2010.

Durante la primavera de 2009, la mayor abundancia relativa se presentó en la sección media del humedal construido, con 32 (individuos/m²) de *Typha angustifolia* y 30 (individuos/m²) de *Schoenoplectus californicus*.

En verano de 2010, la mayor abundancia de las plantas de ambas especies se registró, nuevamente en la sección media, con 36 (individuos/m²) de *Typha angustifolia* y 12 (individuos/m²) de *Schoenoplectus californicus*.

Durante el otoño de 2010, la mayor abundancia relativa de *Typha angustifolia* se registró en la sección media, con 55 (individuos/m²), y en la sección inicial para *Schoenoplectus californicus* con 55 (individuos/m²). En invierno, del mismo año, la abundancia relativa de ambas especies fue mayor en la sección media, con 96 (individuos/m²) para *Typha angustifolia* y 12 (individuos/m²) para *Schoenoplectus californicus*.

En la primavera de 2010, la mayor abundancia relativa de *Typha angustifolia* se registró en la sección final, con 70 (individuos/m²), mientras que para *Schoenoplectus californicus* fue de 118 (individuos/m²).

En la Figura 10, se puede observar que en términos generales, la abundancia relativa de ambas especies aumenta en función del tiempo, lo que es más evidente para *Typha angustifolia*. Sin embargo, durante los monitoreos realizados en la primavera de 2010, se registraron más individuos por unidad de área para *Schoenoplectus californicus* que para *Typha angustifolia*. Por otro lado, esta especie se encuentra presente en todo el humedal construido, mientras que *Schoenoplectus californicus* sólo se limita a algunas secciones.

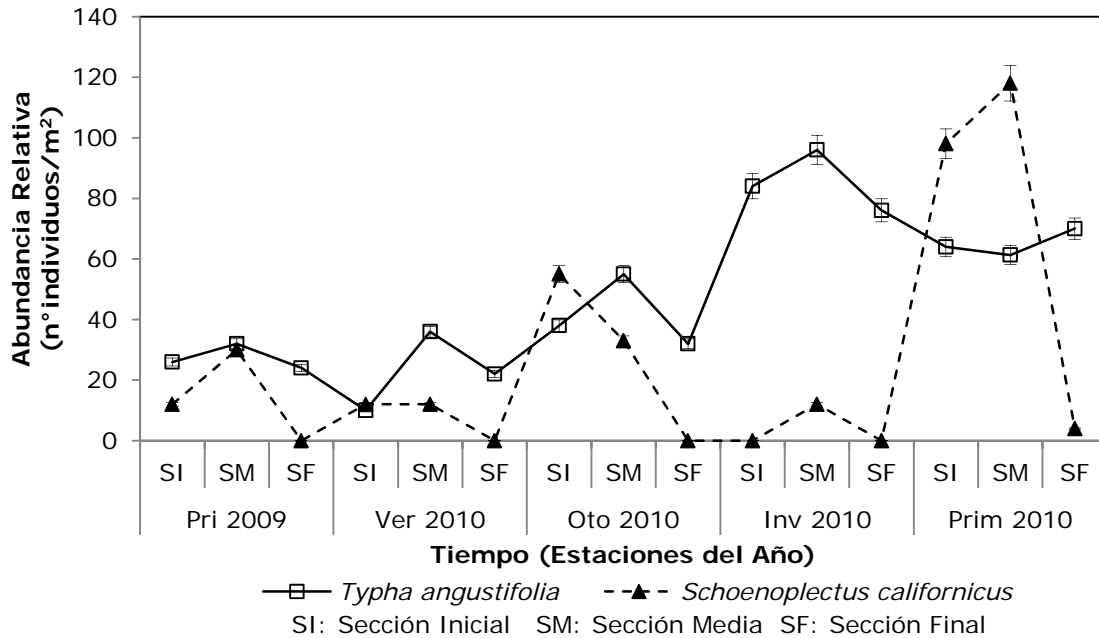


Figura 10. Abundancia relativa de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* durante las estaciones del año.

En la Figura 11, se muestra la disminución de la concentración de nutrientes en el sector del humedal donde se encuentran ambas especies de plantas vasculares acuáticas. La disminución de nitrógeno y fósforo de la fase líquida se hace evidente en la primavera de 2009, período en que las plantas inician procesos de crecimiento. En esta instancia, se observa que la *Schoenoplectus californicus* presenta mayor altura promedio (133 (cm)), en comparación con *Typha angustifolia* (26 (cm)). A medida que los nutrientes disminuyen, se observa un crecimiento sostenido de las plantas, que presentan las máximas alturas en abril de 2009, en esta oportunidad, *Typha angustifolia* es más alta que *Schoenoplectus californicus*.

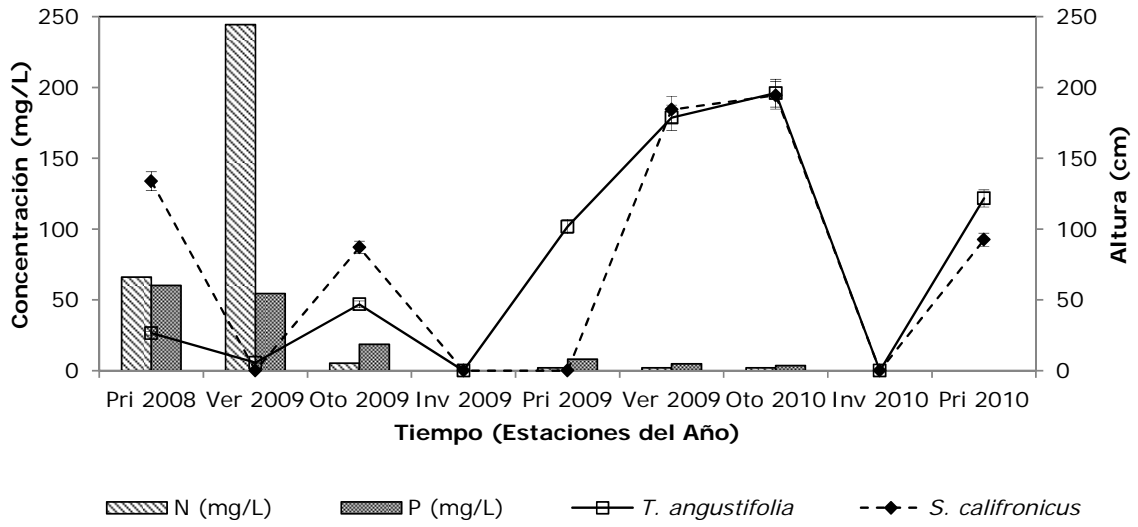


Figura 11. Disminución de nitrógeno y fósforo frente a efectos de la relación entre *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* en el humedal construido.

8. DISCUSION

Las plantas vasculares acuáticas *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus*, presentan curvas de crecimiento estacionarias, semejantes a las que presentan plantas vasculares acuáticas perennes en humedales naturales (Richards, 1996; Taiz y Zeiger, 2005). A partir de las curvas obtenidas, se puede observar, que durante las estaciones de primavera y verano, se produce un aumento en las medidas obtenidas. Esta fase lineal, que corresponde al periodo de crecimiento de las plantas, está relacionada con el aumento de altura y diámetro basal de las plantas (Sinnott, 1960; Teal y Howes, 1996), por lo que las mayores alturas y diámetros basales se registraron durante la época de otoño. Entre otoño e invierno, se registró el descenso de las medidas de las plantas. Tras alcanzar el estado de madurez, se inicia el período de senescencia, que consiste en la disminución del tamaño de las plantas durante la estación invernal debido a que las bajas temperaturas, limitan los procesos fotosintéticos (Salisbury y Ross, 1994; Richards, 1996; Teal y Howes, 1996).

Respecto al crecimiento de las plantas vasculares frente a las distintas concentraciones de nutrientes, se obtuvo que el crecimiento de *Typha angustifolia* es bajo en las tres secciones del humedal tras la alimentación realizada en enero de 2009. Sin embargo, al comparar las tres secciones, se observa que el crecimiento de las plantas es mayor en la sección final, donde la carga de nutrientes es menor (69,9 (kgN/ha d) y 60 (mgP/L)). En el caso de *Schoenoplectus californicus*, no se observó crecimiento de las plantas tras la alimentación, lo que indica poca tolerancia de esta especie a las concentraciones de nitrógeno y fósforo registradas en ese período. El nitrógeno en efluentes de purines de cerdo, se encuentra, en su mayoría como amonio (32 veces más amonio que nitrato a pH neutro), cuyo exceso causa toxicidad en las plantas (Brix *et al.*, 2002). Sin embargo, *Typha angustifolia*, parece estar bien adaptada al crecimiento en humedales, donde la principal fuente de nitrógeno es el NH_4^+ , cuando el pH es neutro (ANEXO 3). Frente a esta situación, las plantas presentan mecanismos de adaptación que les permite evitar la toxicidad por amonio, que se hace evidente a concentraciones cercanas a los 200 (mg NH_4^+ /L), causando inhibición del crecimiento (Clarke y Baldwin, 2002). Sin embargo, *Typha angustifolia* es capaz de crecer tanto con NH_4^+ como NO_3^- como fuente de nitrógeno cuando el pH es neutro (Falkengren-Grerup *et al.*, 2000), de esta manera la especie prevalece en el humedal, mientras que *Schoenoplectus californicus*, no presenta la misma capacidad. Esto se debe a que esta

familia de plantas, conocida como Cyperaceae, no se caracteriza por ser tolerante al estrés causado por exceso de nitrógeno, sino por ser un agente inyector de oxígeno en los sistemas (Miao y Sklar, 1998; Clarke y Baldwin, 2002). Por otro lado, durante la primavera de 2009 cuando la concentración de nutrientes disminuye (0,16 (kgN/ha d) y 20 (mgP/L)), se observa un mayor crecimiento de ambas especies en comparación con los registros de estaciones anteriores.

La variación en las concentraciones de fósforo en el humedal construido se debe a que las plantas, al iniciar la etapa de senescencia, liberan el fósforo contenido en sus tejidos a la fase líquida (Heldt y Heldt, 2005; Brix *et al.*, 2007; Taíz y Zeiger, 2007). De esta manera, las mayores concentraciones de fósforo se registraron en invierno de 2009 y 2010 (50 (mg/L)).

La producción de biomasa asociada a la sección foliar de ambas especies, aumentó entre el año 2009 y 2010. Sin embargo, la biomasa generada en la sección radicular, disminuyó de un año a otro. Dado que *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* son plantas de crecimiento estacionarios, presentan diferencias entre cantidad de biomasa generada en la sección foliar y radicular entre un año y el siguiente. Las plantas vasculares acuáticas, generan mayor biomasa en la sección foliar en comparación con la radicular, con el objetivo de potenciar órganos reproductivos, y la generación de inflorescencias (Gallagher y Plumley, 1979; Teal y Howes, 1996). Además, el crecimiento de las plantas durante el 2009 fue inhibido debido a la toxicidad causada por el amonio (Falkengren-Grerup *et al.*, 2000; Brix *et al.*, 2002; Clarke y Baldwin, 2002).

Los resultados de los análisis proximal realizado a las plantas de ambas especies en junio de 2009 y junio de 2010, indican que la cantidad de nutrientes en los tejidos de la sección foliar de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus*, aumentaron de un año a otro. Sin embargo, las concentraciones presentes en la sección radicular disminuyeron entre el año 2009 y 2010 en ambas especies. Este proceso de translocación de los nutrientes desde la sección radicular a la foliar, es el que permite que las plantas inicien nuevos procesos de crecimiento todos los años (Cronk y Siobhan, 2001; Vymazal *et al.*, 2010). La translocación se produce después de que las plantas presentan madurez sexual, proceso que queda en evidencia con la aparición de inflorescencias (Salisbury and Ross, 1994; Aznón-Bieto y Talón, 2008; Heldt y Heldt,

2005), las que en este caso, se desarrollaron durante la primavera de 2009, año en que se alimentó el sistema, y se produjo la mayor asimilación de nutrientes, mientras que durante el año 2010, no se registró inflorescencia en las plantas (ANEXO 2). El aumento en porcentaje de la producción de biomasa, implica mayor absorción de nutrientes, lo que en este caso se corrobora a través de los resultados entregados por los análisis proximales (Wiegert y Evans, 1964; Miao y Sklar, 1997; Vymazal *et al*, 2010), de esta manera, se explica el aumento de la concentración de nitrógeno, fósforo y potasio en las secciones foliares durante el año 2010, a pesar de que ese año, el sistema no fue alimentado con purín.

A partir de los datos obtenidos, se puede concluir que a través de *Typha angustifolia* se pueden extraer 0,015 (kgN/ha año) y 0,002 (kgP/ha año), mientras que a través de *Schoenoplectus californicus*, se extrae 0,02 (kgN/ha año) y 0,017 (kgP/ha año), al considerar la poda de sección foliar. Estos bajos valores de remoción de nutrientes por parte de las plantas vasculares acuáticas, se deben a que el humedal construido no fue operado en el rango óptimo de concentración de nutrientes, que oscilan entre 39,3 – 9,4 (mgN/L) y 63,2 – 3,6 (mgP/L), necesaria para lograr una óptima remoción mediante el uso de estas plantas vasculares acuáticas.

Según lo registrado, altas concentraciones de materia orgánica dentro del sistema (con valor de DQO de 1600 (mg/L)), limita el crecimiento de las plantas vasculares, al producir la inhibición de los procesos de nitrificación asociados a las raíces de las plantas, impidiendo la descomposición de macromoléculas usadas como sustrato en procesos fotosintéticos, lo que se traduce en un bajo o nulo crecimiento de las plantas (Brix, 1997; Brix *et al.*, 2002; Dorrepal *et al.*, 2005; Fernández, 2008). De esta manera, al presentarse una baja carga orgánica en el sistema durante la primavera de 2009, las plantas presentan mayor crecimiento.

La disminución en la concentración de nutrientes y en la carga orgánica dentro del humedal construido, posibilita no tan sólo el crecimiento de las plantas en altura y diámetro basal, sino que también permite la generación de mayor abundancia relativa (Miao y Sklar, 1998; Cronk y Siobhan, 2001). De esta manera, el número de individuos por unidad de área de ambas especies aumenta en función del tiempo, incluso cuando las plantas fueron podadas, se pudo contabilizar el brote y el rizoma en la fase líquida, lo que en el caso de *Schoenoplectus californicus* permite que la especie

pueda expandir su distribución a lo largo del humedal construido, como se registró durante la primavera de 2010.

En la sección media del humedal construido, donde ambas especies se encuentran enraizadas en conjunto, se puede observar que la concentración de nutrientes de la fase líquida disminuye más rápido, donde se registró una disminución de la concentración 48 veces más rápido en el caso del nitrógeno y 3 veces más rápido para el fósforo, que en las otras dos secciones, donde sólo se encuentra *Typha angustifolia*, entre el verano y otoño de 2009. Entre ambas especies, se sabe que *Typha angustifolia* es más tolerante a las altas cargas de nutrientes y materia orgánica que *Schoenoplectus californicus*, mientras que esta especie se caracteriza por ser un inyector de oxígeno al sistema (Novoty y Olem, 1994; Cronk y Siobhan, 2001; Stein y Hook, 2009). Así, *Typha angustifolia*, que presentar mayor capacidad de asimilación de amonio, el cual es tóxico a concentraciones cercanas a 200 (mg/L) (Clarke y Baldwin, 2002), disminuye la concentración de nutrientes y materia orgánica de la fase líquida, lo que facilita el crecimiento de *Schoenoplectus californicus*, que a su vez, aporta más oxígeno al sistema, impulsando procesos de degradación de nutrientes.

9. CONCLUSION

- Las especies *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus* inoculadas en el humedal construido para el tratamiento de purines de cerdo presentan curvas de crecimiento estacionarias cuando la carga de nitrógeno es menor a 0,16 (kgN/ha d) y la carga orgánica menor, con valor de DQO de 514,5 (mg/L), por lo que se acepta la hipótesis planteada en este estudio.
- *Typha angustifolia* presenta mayor tolerancia a las altas concentraciones de nitrógeno que *Schoenoplectus californicus* dentro del humedal construido. Sin embargo, *Schoenoplectus californicus* presenta mayor asimilación de nutrientes que *Typha angustifolia*, por unidad de área.
- En la sección media del humedal construido, donde se encuentran ambas especies de plantas, se obtuvo una mejor remoción de nutrientes y materia orgánica, en comparación con las otras dos secciones donde sólo se encuentra *Typha angustifolia*.
- La extracción de nutrientes a través de la poda de la sección foliar de *Typha angustifolia* es de 0,015 (kgN/ha año) y 0,002 (kgP/ha año), y de *Schoenoplectus californicus* de 0,02 (kgN/ha año) y 0,0017 (kgP/ha año).
- La baja asimilación de nitrógeno por parte de las plantas, se debe a la poca disponibilidad de este nutriente dentro del humedal construido, mientras que el aumento de la concentración de fósforo se debe a la liberación de éste por parte de las plantas al iniciar el periodo de senescencia.
- Como proyecciones futuras, se propone optimizar la operación del humedal en cuanto a condiciones hidráulicas y de alimentación del sistema, con la finalidad de aumentar la extracción de nutrientes a través de las plantas.

10. REFERENCIAS

- Aznón-Bieto, J. y Talón, M. 2008. Fundamentos de Fisiología Vegetal. 2° Edición. Mc Graw-Hill, Interamericana, 651 pp.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Pollution Control Federation (WPCF). 1985. Standard methods for examination of water and wastewater. 17th Edition Washington. 1144 pp.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology* 35: 11-17.
- Brix, H., Dyhr-Jensen, K. and Lorenzen, B. 2002. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Journal of Experimental Botanical* 79: 2441-2450.
- Brumm, M. 1998. Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource. Source of manure: Swine. 49-59 pp.
- Crespo, S. and Pérez-Moreau, R. 1967. Revisión del género *Typha* en la Argentina. *Darwiniana* 14: 413-429.
- Choi, E. 2007. Piggery waste management: towards a sustainable future. IWA Publishing, 174 pp.
- Chong-Bang Z., J., Wang, W., Liu, S., Zhu, D. Liu, S., Chang, J., Chang and Y., Ge. 2010. Effects of plant diversity on nutrient retention and enzyme activities in a full-scale constructed wetland. *Bioresource Technology* 101: 1686–1692.
- Clarke, E. and Baldwin, A. 2002. Response of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering* 18:257-264.
- Cronk, J. and Siobhan, M. 2001. Wetland Plants, Biology and Ecology. Lewis Publishers. 462 pp.
- Day, D. and T., Funk. 1998. Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource. Processing Manure: Physical, Chemical and Biological Treatment. 311 pp.
- Debing, J., Baoqing, S., Hong, Z. and Juanming, H. 2010. Chemical oxygen demand, nitrogen and phosphorus removal by subsurface wetlands with Phragmites vegetation in different models. *Engineering Life Science* 2: 177-183.
- Dorrepaal, E., Johannes, H., Cornelissen, R., Wallén, B. and Van Logtestijn, R. 2005. Are growth forms consistent predictors of leaf litter quality and decomposability across peatlands along a latitudinal gradient?. *Journal of Ecology*. 93: 817–828.

- Du, X., Xu, Z. and Wang, S. 2009. Enhance removal of organic matter and ammonia nitrogen in a one stage vertical flow constructed wetland system. *Environmental Progress and Sustainable Energy* 29: 60-67.
- Faulkner, S. and Richardson, C. 1990. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. In D. A. Hammer (Ed.) *Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, industrial and agricultural*. Boca Raton. 72 pp.
- Fernández, J., Beascoechea, E., Muñoz, J., and Curt, M. 2008. *Manual de Fitodepuración*. Universidad Politécnica de Madrid. 115 pp.
- Gallagher, J. and Plumley, F. 1979. Underground biomass profiles and productivity in Atlantic coastal marshes. *American Journal of Botany* 66: 156-161.
- Ghosh, D. and Gopal, B. Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering* 36: 1044–1051.
- Heldt, H., and Heldt, F. 2005. *Plant Biochemistry*. 3^o Edition. Elsevier 657 pp.
- Hill, V. and Sobsey, M. 2001. Removal of *Salmonella* and microbial indicators in constructed wetlands treating swine wastewater. *Water Science and Technology* 12: 215-222.
- Hunt, P., Szogi, A., Humenik, F., Rice, J., Matheny T., and Stone, K. 2001. Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. *Soil & water division of ASAE* 45: 639-647.
- Hunt, P., and M., Poach. 2001. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Science Technology* 44: 11–12.
- IWA 2000, *Constructed Wetland for Pollution Control: Process, Performance, Design and Operation*. IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control. IWA Publishing.
- Kadlec, R. and Knight R. 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton. 893 pp.
- Kadlec, R. and Wallace, S. 2008. *Treatment Wetlands*. 2^o Edition. Boca Raton, Taylor & Francis Group. 1016 pp.
- Keddy P., Twolan-Strutt, L., and Wisheu, I. 1994. Competitive effect and response rankings in 20 wetland plants: are they consistent across three environments?. *Journal of Ecology* 82: 635-643 pp.
- Lee, C., Fletcher T. and Sun, G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences* 9: 11-22.

- Mantovi, P., Marmiroli M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinini S. and Marmiroli, N. 2003. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technology* 88: 85–94.
- Marten, C. and Hovin, A. 1980. Harvest schedule, persistence, yield and quality interactions among four perennial grasses. *Agricultural Journey* 72: 378-387.
- Matsui, T. and Tsuchiya, T. 2010. Interspecific differences in radial oxygen loss from the roots of three *Typha* species. *Limnology* 9:207–211.
- Meers, E., Tack, F., Tolpe, I. and Michels E. 2008. Application of a full-scale constructed wetland for tertiary treatment of piggery manure: monitoring results. *Water Air Soil Pollutants* 193: 15-24.
- Miao, S. and Sklar, F. 1998. Biomass and nutrient allocation of sawgrass and cattail along a nutrient gradient. *Wetlands Ecology and Management* 5: 245–263.
- Mitsch, W. and Gosselink, J. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25-33.
- Montalvo, S. and Guerrero, L. 2003. Tratamiento anaerobio de residuos, producción de biogás. Universidad Técnica Federico Santa María, 413 pp.
- Newman, S., Grace, J. and Koebel, J. 2009. Effects of nutrients and hydroperiod on *Typha*, *Cladium* and *Eleocharis*: implications for everglades restoration. *Ecological Applications* 6: 774-783.
- Novotny, V. and Olem, H. 1994. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 pp.
- Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Karami, M., Hassani, A. and Yousefi, N. 2009. Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plants species with phytoremediation potencial. *Environment Earth Science* 59: 315-323.
- Peralta, J. 2005. Recomendaciones técnicas para la gestión ambiental en el manejo de purines de la explotación porcina. Colección de Libros INIA (Instituto de Investigación Agropecuarias). 206 pp.
- Poach, M., Hunt, P., Reddy, G., Stone, K., Johnson, M. and Grubbs, A. 2004. Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. *Ecological Engineering* 23: 165-175.
- Reddy, K. and D´Angelo, E. 1997. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 5: 1-10.

- Reddy, K. and DeLune, R. 2008. Biogeochemistry of wetlands, Science and Applications. Taylor and Francis Group Editorial. 806 pp.
- Richards, F. 1996. Plant Physiology. The quantitative analysis of growth. Analysis of Growth: Behavior of Plants and Their Organs. Academic Press. New York Editorial. 101 pp.
- Salisbury, F. and Ross, C. 1994. Fisiología Vegetal. Grupo Editorial Iberoamérica S.A. 759 pp.
- Singh, R. and Agrawal, M. 2010. Effect of different sewage sludge applications on growth and yield of *Vigna radiata* L. field crop: metal uptake by plant. *Ecological Engineering* 36: 969–972.
- Sinnott, W. 1960. Plant Morphogenesis. Mc Graw-Hill Interamericana, New York. 117 pp.
- Stein, O. and Hook, P. 2009. Temperature, plants and oxygen: how does season affect constructed wetland performance?. *Journal of Environment Science and Health* 40: 1331-1342.
- Stottmeister, U., Wiener, A., Kappelmeyer, U., Kastner, M., Muller, R. and Moormann, H. 2003. Effects of plants and microorganism in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advance* 22: 93-117.
- Taiz, L. and Zeiger, E. 2005. Plant Physiology. 5° Edition. Mc Graw-Hill Interamericana, New York. 1388 pp.
- Teal, J. and Howes, B. 1996. Interannual variability of a salt-marsh ecosystem. *Limnology and Oceanography* 41: 802-809.
- US-EPA. 2000. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales Humedales de flujo libre superficial. Office of Water, 832-F-00-024. Washington. 9 pp.
- Verhoeven, J., Beltman, B., Bobbink R. and Wahighan, D. 2006. Wetlands and Natural Resource Management. Springer- Verlag Berlin Heidelberg Editorial. 96 pp.
- Vymazal, J. 1999. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Zech Republic: *nutrient cycling and retention in natural and constructed wetland*. The Netherlands, Backhuys Publishers. 73-83.
- Vymazal, J., Kropfelova, L., Jaroslav, J. and Stichovac, J. 2010. Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage?. *Ecological Engineering* 36: 939–945.

- Yabe, K. and Nakamura, T. 2010. Assessment of flora, plant communities and hydrochemical conditions for adaptive management of a small artificial wetland made in a park of a cool-temperate city. *Ecological Engineering* 6: 201-210.
- Wiegert, R. and Evans, F. 1964. Primary production and the disappearance of dead vegetation on an old field in southeastern Michigan. *Ecology*. 45:49-62.
- Yang, J., Ma, Z., Ye, Z., Guo, X. and Qiu, R. 2010. Heavy metal (Pb, Zn) uptake and chemical changes in rhizosphere soils of four wetland plants with different radial oxygen loss. *Journal of Environmental Sciences* 22: 696–702.
- Zhan, C., Wang, J., Liu, W., Zhu, S., Liu, D., Chang, S., Chang, J. and Ge, Y. 2010. Effects of plant diversity on nutrient retention and enzyme activities in a full-scale constructed wetland. *Bioresource Technology* 101: 1686–1692.

Páginas web

- Asociación de productores de cerdo (ASPROCER). Último acceso diciembre 2010. www.asprocer.cl
- Catálogo de Plantas Vasculares, Instituto de Botánica Darwinion. 2009. www2.darwin.edu.ar
- Chilepork. Último acceso diciembre 2010. www.chilepork.com
- Department of Agriculture, Food and Rural Development (DAFRD). Último acceso septiembre 2010. www.agriculture.gov.ie
- Guías y Manuales de Toma de Muestras. 2009. Sistema Interactivo de Apoyo al Riego. INIA. www.inia.cl.
- Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA). Último acceso agosto 2010. www.odepa.gob.cl
- Servicio de Información Agropecuaria del Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador. Último acceso agosto 2010. www.sica.gov.ec.

Anexo 1

Seguimiento Fotográfico: Crecimiento de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus*.



Diciembre, 2008



Enero, 2009



Septiembre, 2009



Diciembre, 2009



Abril, 2010



Noviembre, 2010

Anexo 2

Seguimiento Fotográfico: Inflorescencia de *Typha angustifolia* y *Schoenoplectus californicus*.



Septiembre, 2009

Diciembre, 2009

Diciembre, 2009



Diciembre, 2009

Abril, 2010

ANEXO 3

Tablas de datos de Nitrógeno, Fósforo y DQO.

Tabla 1. Resumen de concentración de fósforo y carga de nitrógeno en el humedal construido.

Estación	mg P/L	kg N/ha d
Pri2008	10	1,8
Ver 2009	20	69,9
Oto 2009	30	1,35
Inv 2009	50	0,2
Pri 2009	20	0,16
Ver 2010	29	0,05
Oto 2010	40	0,05
Inv 2010	50	0,05
Pri 2010	20	0,05

Tabla 2. Resumen de mediciones de DQO en el humedal construido.

Estación	Sección	DQO (mg/L)
Pri 2008	SI	200,50
	SM	628,57
	SF	1500,325
Ver 2009	SI	>3800
	SM	3273,07
	SF	2474,28
Oto 2009	SI	400,40
	SM	293,20
	SF	644,87
Inv 2009	SI	0
	SM	0
	SF	0
Pri 2009	SI	167,72
	SM	28,95
	SF	187,40
Ver 2009	SI	514,55
	SM	436,17
	SF	286,20
Oto 2010	SI	--
	SM	--
	SF	--
Inv 2010	SI	--
	SM	--
	SF	--
Pri 2010	SI	--
	SM	--
	SF	--