

UCH-FC
B. Ambiental
F528
C.1

FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE



**Nutrientes en Ecosistemas Acuáticos Someros:
Un Modelo Dinámico del Fósforo en el Humedal Río Cruces**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con Mención en Medio Ambiente

MARÍA FERNANDA FISCHER VILLOUTA



Director de Seminario de Título: M. Sc. Irma Vila Pinto

Co-director de Seminario de Título: M. Sc. Luisa E. Delgado Isasi

Laboratorio de Modelación Ecológica y Laboratorio de Limnología, Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile

Octubre, 2009

Santiago – Chile



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

**“NUTRIENTES EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS SOMEROS:
UN MODELO DINÁMICO DEL FÓSFORO EN HUMEDAL RIO
CRUCES”**

**Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento
parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con Mención en
Medio Ambiente**

MARÍA FERNANDA FISCHER VILLOUTA

MSc. Irma Vila Pinto
Directora Seminario de Título

Handwritten signature of Irma Vila Pinto in black ink, written over a horizontal line.

MSc. Luisa Degado Isasi
Co-Directora

Handwritten signature of Luisa Degado Isasi in black ink, written over a horizontal line.



Comisión de Evaluación

Dr. Rodrigo Ramos Jiliberto
Presidente Comisión

Handwritten signature of Rodrigo Ramos Jiliberto in black ink, written over a horizontal line.

Dr. José Miguel Fariña Rivas
Evaluador

Handwritten signature of José Miguel Fariña Rivas in black ink, written over a horizontal line.

Santiago de Chile, _____ 2009.



*"All things by imortal power,
near or far
hiddenly
to each other linked are,
that you cannot stir a flower
without troubling a star".*

*"Todas las cosas por poder inmortal
cercanas o lejanas
ocultamente tan ligadas entre sí están,
que no se puede tocar una flor
sin que se resienta una estrella".*

(Francis Thompson)

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que formaron parte en la realización de este Seminario y que me acompañaron durante el fin de esta etapa tan importante.

Primero, quiero darle las gracias a mis papás, Marianela y Eduardo, por su constante apoyo, desde la elección de la carrera y durante toda esta etapa, Universitaria, luego, quisiera agradecer la oportunidad brindada en la realización de este Seminario a mis Profesoras Tutoras: Irma Vila y Luisa Delgado e igualmente al Profesor Víctor Marín, por su constante apoyo y paciencia a lo largo de este período de trabajo.

Finalmente y en forma especial, muchas gracias a mis amigos, compañeros de carrera y de Laboratorio; Marcela Torres, Pamela Bachmann, Antonio Tironi y a Verónica Toledo, quienes colaboraron y formaron parte de una u otra forma de este seminario.

Este Seminario de Título fue parcialmente financiado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) bajo contrato No. 633-111-LP07 y por la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile.



ÍNDICE DE CONTENIDOS



Agradecimientos	iv
Resumen	ix
Abstract	x
1. Introducción	1
1.1.- Aproximación Ecosistémica	1
1.2.- La modelación Ecosistémica	3
1.3.- Humedales como Ecosistemas	4
1.4.- Estados Estables Alternativos en Humedales	6
1.5.- La Conservación de Humedales en Chile	7
1.6.- Planteamiento del Problema	8
- Origen del Humedal Río Cruces	8
- Percepción del Problema. Hipótesis	8
1.7.- Modelo Conceptual de la Dinámica del Fósforo	11
- Estructura General	11
- Componentes del Modelo	14
El Fósforo	14
La Columna de Agua	14
Los Sedimentos	15
La Vegetación Sumergida	16
<i>Egeria densa</i>	17
2. Objetivos	19
2.1.- Objetivo General	19
2.2.- Objetivos Específicos	19
3. Metodología	20
3.1.- Área de Estudio	20
3.2.- Modelo Dinámico	21
- Características y Descripción del Modelo	21
Columna de Agua	22
Sedimentos	23
<i>Egeria densa</i>	23
Caudal de Entrada	25
- Diseño de Escenarios	27
- Parámetros de Simulación	28
- Sensitividad del Modelo	28
4. Resultados	29
4.1.- Simulación del Ciclo del Fósforo en el Humedal Río Cruces	29
4.2.- Sensitividad del Modelo	32
5. Discusión	34

6. Conclusión	37
7. Bibliografía	39
Anexo	46



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Hipótesis Generadas a partir del Cambio de Estado Observado en el Río Cruces.	11
Tabla 2. Condición Inicial para los Componentes y Convertidores del Modelo Dinámico del Flujo del Fósforo en el Humedal Río Cruces para el Año 1996 (Sistema Base).	24
Tabla 3. Flujo Variable de Fósforo para un Período de un Año.	26
Tabla 4. Valores Iniciales para los Componentes y Convertidores del Modelo Dinámico del Flujo del Hierro en el Humedal Río Cruces (Sistema Intervenido con Hierro).	28
Tabla 5. Análisis de Sensitividad para la Concentración de Fósforo en el Humedal (a un $t = 2$ años).	33



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo Conceptual de la Dinámica del Fósforo en un Sistema de Aguas Someras Dominado por Macrófitas.	13
Figura 2. Ubicación de la Sub-Cuenca del Río Cruces y Detalle de la Ubicación del Humedal Río Cruces dentro de esta.	20
Figura 3. Modelo Dinámico del Flujo del Fósforo en un Sistema de Aguas Someras Dominado por Macrófitas.	22
Figura 4. Flujo de Fósforo (Kg P/día) en un Período de dos Años, Considerando la Variabilidad Mensual del Caudal (m ³ /s) y la Concentración de Fosfato (mg/L) en la Estación de Entrada del Humedal río Cruces.	26
Figura 5. Fósforo en la Columna de Agua del Humedal río Cruces.	30
Figura 6. Fósforo en <i>Egeria densa</i> en el Humedal Río Cruces.	30
Figura 7. Fósforo en los Sedimentos del Humedal Río Cruces.	31
Figura 8. Ecuación para la Sensitividad de Huntley et al. (1987)	32



RESUMEN

A partir del cambio de estado ocurrido en el humedal río Cruces durante el año 2004 desaparece la población de macrófitas acuáticas dominantes, *Egeria densa*. De acuerdo a ello, una de las hipótesis que intenta explicar el fenómeno destaca que excesos de hierro y aluminio habrían sido los causantes de los hechos observados.

La literatura muestra que cargas excesivas de nutrientes pueden provocar cambios drásticos en ecosistemas de aguas someros desde estados de aguas claras a aguas turbias y destaca al fósforo como principal macro-nutriente relacionado a estos cambios de estado. En base a ello, el presente trabajo define los principales componentes que determinan la estructura y funcionamiento de un humedal en función del fósforo, para luego implementar un modelo dinámico del humedal río Cruces que muestra la dinámica del fósforo y su respuesta frente a excesos de hierro en sistema.

Los resultados de la modelación no permiten concluir que el fósforo haya jugado un rol en el cambio de estado observado en el humedal río Cruces, sin embargo concuerdan con el hecho de que este macro-nutriente es esencial para la cobertura de *Egeria densa* dentro del humedal y que la relación que resulta de su interacción con el hierro en los sedimentos se encontraría jugando un rol importante en el ciclo de ambos elementos.



ABSTRACT

Egeria densa, a dominant submerged macrophyte, disappeared from the río Cruces wetland ecosystem during the year 2004 as a result of a change of state. One of the hypotheses explaining the phenomenon emphasizes that excesses of iron and aluminum would have been the cause of this massive mortality.

The literature shows that excessive loads of nutrients can bring drastic changes in shallow systems from clear water states to turbid water states, and emphasizes phosphorus as the main macronutrient related to these changes. This work defines the main components that determine the structure and functioning of a wetland based on the phosphorus and develops a dynamic model of the Río Cruces wetland showing the dynamic of the phosphorus and its response against the excesses of iron in the system.

The results do not allow concluding that the phosphorus has played a role in the change of state observed in the Río Cruces wetland. Nevertheless, it shows that this macro-nutrient is essential for *Egeria densa* within the wetland and that its interaction with the iron in the sediments would be playing an important role in the cycle of both elements.



1. INTRODUCCIÓN

Los humedales, definidos como sistemas de inundación somera, son ecosistemas que presentan una alta variabilidad espacial y temporal. Esta se encuentra determinada principalmente por la presencia de agua, elemento primordial y que entre otros define su estructura y funcionamiento (Mitsch & Gosselink, 1986). Así también, los nutrientes son claves en este contexto y la literatura muestra que cargas excesivas pueden causar cambios drásticos desde estados de aguas claras a aguas turbias (Van Nes et al., 2007). En este tipo de cambios, dentro de sistemas de baja inundación, ambos estados se encuentran estabilizados dentro de un rango de concentración de nutrientes, siendo el fósforo el principal nutriente involucrado (Carpenter et al., 1999; Van Nes et al., 2007).

Las observaciones descritas para el humedal río Cruces durante el año 2004 hablan de un cambio de estado (Ramírez et al., 2006; Marín & Delgado, 2008) a partir de lo cual surgen numerosas hipótesis que tratan de explicar los hechos, entre los que destaca la proposición de que excesos de hierro y aluminio habrían sido los causantes de la desaparición de la macrófita dominante (*Egeria densa*) (CONAMA-UACH, 2005). En este contexto, este trabajo desarrolla una reseña acerca de los humedales desde la perspectiva ecosistémica y luego, sobre la base de la teoría de estados estables alternativos, propone al fósforo como principal macro-nutriente relacionado a cambios de estado y realiza un análisis bibliográfico mediante el cual se definen los principales componentes que determinan la estructura y funcionamiento de los humedales. En una segunda fase, complementariamente a lo anterior, se construye un modelo dinámico del humedal río Cruces que muestra la dinámica del fósforo y su respuesta frente a excesos de hierro en sistema.

1.1 Aproximación Ecosistémica

Un sistema, de acuerdo a la Teoría General de Sistemas (Bertalanffy, 1973), es un “conjunto de elementos en interacción”, siendo esta última la que constituirá la estructura del sistema (Buckley, 1973). La perspectiva de Von Bertalanffy permite ver a los ecosistemas desde una aproximación holista, donde es imposible comprender las interacciones estudiando los componentes de forma aislada (Marín, 1997). La aproximación holista o pensamiento sistémico permite el reconocimiento de las

relaciones estructurales de los componentes de un sistema y el manejo de sistemas complejos, permitiendo valorar la influencia de las conexiones con el medio.

El concepto de manejo ecosistémico, que nace a partir de la teoría de ecosistemas, surge principalmente en respuesta a la actual crisis de la biodiversidad y a la insuficiencia de las iniciativas políticas para disminuir el deterioro ambiental. Esta aproximación ofrece una reconsideración del marco en el cual los humanos podemos trabajar con la naturaleza (Grumbine, 1994). Para ello considera no sólo al recurso bajo explotación como sujeto de manejo, sino también a la red de interacciones de la cual forma parte (Marín & Delgado, 1999) dentro de la meta central que conduce a proteger la integridad de los ecosistemas nativos durante un largo período de tiempo. El manejo ecosistémico es una estrategia de manejo guiado por metas específicas, ejecutada por políticas, protocolos y prácticas, y acciones adaptables a través de monitoreo e investigación basados en el mejor conocimiento de las interacciones ecológicas y procesos necesarios para sustentar la composición, estructura y función ecosistémicas (Marín & Delgado, 1997). A grandes rasgos, el manejo ecosistémico incluye elementos como la *Sustentabilidad*, la cual es una precondition para la estrategia de manejo definida como "*metas específicas, concepción de los ecosistemas como ecosistemas dinámicos, complejidad y conectividad (al asumir diversidad biológica), contexto y escala, seres humanos como componentes de los ecosistemas, modelos ecológicos y adaptabilidad*", ya que reconoce que el conocimiento actual de las funciones ecosistémicas es condicional, incierto y sujeto a cambio. El manejo debiera, por tanto, ser visto como hipótesis que deben ser puestas a prueba a través de investigación y monitoreo (Christensen, 1996).

Es importante tener en cuenta el hecho de que el enfoque ecosistémico, como estrategia para el manejo integrado de la tierra, agua y los recursos vivos, no tiene como objetivo llevar al sistema a un estado ideal, sino al mejor de los estados posibles según los deseos y capacidades de la sociedad (Franco-Vidal & Andrade, 2007).

En lo referido al enfoque ecosistémico para la conservación y manejo de humedales como ecosistemas de alta biodiversidad sometidos a presión, las experiencias demuestran la necesidad de reconocer al ecosistema ligado a un sistema socio-económico, teniendo en cuenta como factor clave para el éxito del proceso la participación de la sociedad civil (Franco-Vidal & Andrade, 2007). Particularmente

experiencias de conservación de humedales en Chile demuestran que la gestión y conservación de éstos requiere de una aproximación a nivel de cuenca, considerando la gestión del agua, los indicadores de fragilidad y el ordenamiento territorial focalizado en la protección de áreas prioritarias, además, resaltando que la generación de acuerdos entre todos los actores (públicos y privados) sobre los valores de interés y sobre los objetivos de conservación de biodiversidad, son fundamentales para lograr una plataforma de trabajo sobre la cual desplegar acciones conjuntas (Valenzuela & Espinoza, 2007).

1.2 La Modelación Ecosistémica

El medio ambiente puede ser considerado como un sistema dinámico y complejo, debido a que está compuesto por una gran cantidad de elementos que interactúan entre sí y que se encuentran en continuo cambio. Estos elementos corresponden a factores bióticos, abióticos y recientemente también incorporan a las sociedades humanas. En este sentido, la modelación es una herramienta importante en el estudio de los sistemas ecológicos, ya que permite observar y representar la naturaleza de forma simple (Haag & Kaupenjohann, 2001).

Un modelo, por definición, es un planteamiento que representa un fenómeno real y que puede ser utilizado para hacer predicciones, de modo que su utilización es de gran ayuda a la hora de entender procesos complejos que de otra forma no serían aparentes (Ford, 1999). En la actualidad los modelos conceptuales y numéricos son utilizados dentro del manejo ecosistémico, pues son una herramienta que permite visualizar los probables escenarios de conservación y usos sustentables del ecosistema (Marín & Delgado, 2007).

Por una parte los modelos conceptuales son un esquema que representa de forma simplificada como se piensa que funciona un sistema, es decir, son una representación de la estructura del sistema (Delgado & Serey, 2002) en términos de reservorios o componentes y procesos o interacciones, en tanto los modelos dinámicos son modelos cuantitativos construidos, por lo general, sobre la base de modelos conceptuales. Ellos incorporan un conjunto de expresiones matemáticas para cada uno de sus elementos (reservorios y procesos), expresiones que representan el valor de la variable estado bajo

circunstancias particulares (Jackson et al, 2000).

En la construcción de un modelo matemático pueden existir en esencia muchos parámetros; sin embargo, en muchos casos estos pueden encontrarse vagamente definidos o requerir de mucho tiempo de medición. Por esta razón se recomienda simplificar los modelos de una manera que preserven las características esenciales del problema a estudiar (Levins, 1966). Dentro del actual estado de la ciencia, la heterogeneidad ambiental es un ingrediente esencial de los problemas que se enfrentan en la construcción de modelos, de acuerdo a lo cual Levins (1966) postula la conveniencia de trabajar con modelos que maximicen la generalidad, el realismo y la precisión. En la práctica esto no puede ser llevado a cabo, y como alternativa siempre algún elemento deberá ser sacrificado. De esta manera y como ejemplo, al sacrificar la generalidad se reducirán los parámetros del modelo a aquellos más relevantes para la pregunta ecológica, lo que permite hacer mediciones mucho más precisas de cada uno de estos y por ende lograr mayor precisión en las predicciones aplicables a esa situación en particular. De acuerdo a lo expuesto anteriormente, este autor destaca el hecho de que a pesar que los modelos son esenciales para el entendimiento de la realidad, no deben ser confundidos con la realidad, pues todos ellos dejan mucha información de lado y son en este sentido incompletos.

1.3 Humedales como Ecosistemas

El término *humedal* se refiere a una amplia variedad de hábitats interiores, costeros y marinos que comparten ciertas características. Históricamente se los ha identificado como áreas que se inundan temporalmente, donde la napa freática aflora en la superficie o en suelos de baja permeabilidad cubiertos por aguas poco profundas. Existen muchas definiciones para el término humedal, algunas basadas en criterios principalmente ecológicos y otras más vinculadas con su manejo. Sin embargo, la Convención sobre los Humedales de Ramsar (1999) los define en forma amplia como: "*las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros.*"

Todos los humedales comparten una propiedad primordial: *el agua*; ésta juega un rol fundamental en el ecosistema, en la determinación de la estructura y en sus funciones ecológicas. La presencia de agua determina que los humedales tengan características diferentes a otros ecosistemas terrestres. Una de ellas es que suelen presentar gran variabilidad tanto en el tiempo como en el espacio, principalmente debido a las variables físicas y químicas que intervienen en su estructura. Esto tiene efectos importantes sobre la diversidad biológica que habita en ellos, ya que estas deben desarrollar adaptaciones para sobrevivir a los cambios que pueden llegar a ser extremos.

En general, los procesos naturales que ocurren en los sistemas ecológicos son el resultado de complejas interacciones entre componentes bióticos (componentes vivos) y abióticos (factores físicos y químicos) y que ocurren a través de forzantes universales de materia y energía (De Groot et al, 2002). De acuerdo a esto, la estructura de los humedales está dada principalmente por los componentes que lo constituyen, como flora y fauna acuática, componentes abióticos y las interacciones que se generan entre cada uno de ellos, mientras que el funcionamiento corresponde a la expresión dinámica de la estructura del humedal a través de cambios en los flujos de materia y energía entre los diferentes componentes del ecosistema (Mitsch & Gosselink, 1986).

Según De Groot et al (2002), a partir de los procesos naturales que ocurren en los sistemas se derivan las funciones ecosistémicas, término que se refiere a la capacidad de los procesos y componentes naturales de proveer bienes y servicios (servicios ecosistémicos) que satisfacen las necesidades humanas directa e indirectamente. Este autor describe que las funciones ecosistémicas que se desarrollan en los humedales son en general amplias. Entre ellas se encuentran las funciones de regulación, de las que se derivan servicios ecosistémicos como la mitigación de inundaciones y de erosión costera, además, a través de la retención, transformación y/o remoción de sedimentos, nutrientes y contaminantes, los humedales juegan un papel fundamental en los ciclos de la materia y en la calidad de las aguas. Estos ecosistemas desarrollan una serie de procesos hidrológicos entre los que se encuentra la recarga de acuíferos, cuando el agua acumulada en el humedal desciende hasta las napas subterráneas.

En lo que refiere a factores forzantes en la dinámica de los humedales, el patrón hidrológico de la cuenca juega un papel principal. Por ello, diferencias en la magnitud,

frecuencia y duración del caudal generan una variedad de respuestas dentro del ecosistema. Por otra parte, la fuente primordial de energía en ecosistemas de humedales la constituyen los nutrientes alóctonos provenientes desde la cuenca de drenaje; por ende los humedales son un “espejo” de la condición ambiental de la cuenca y de los cambios que en ella ocurren, debido principalmente a que la producción biológica dentro del ecosistema se encuentra regulada por factores externos (Centro de Ecología Aplicada, 2006).

1.4 Estados Estables Alternativos en Humedales

Numerosos estudios han sido realizados en sistemas de aguas someras a partir de observaciones que cuentan de estados alternativos. Es así como la teoría ecológica contemporánea reconoce hoy en día la existencia de una serie de estados estables alternativos en ecosistemas límnicos, entre los que se destacan como los más comunes y mejor estudiados los cambios entre aguas claras y aguas turbias (Van Nes et al, 2007; Scheffer & Van Nes, 2007, entre otros). Las observaciones muestran que este tipo de cambios en ecosistemas de aguas dulces es muy común, sobre todo en áreas pobladas, debido en principio a las cargas excesivas de nutrientes o a fluctuaciones en los niveles de agua, y su ocurrencia es mayor a la que se encuentra documentada.

La principal característica que relaciona un sistema acuático a un estado de aguas claras es la de encontrarse cubierto de macrófitas sumergidas y de mostrar bajas concentraciones de nutrientes en la columna de agua, altas tasas de sedimentación y una baja resuspensión, lo cual permite la existencia de aguas transparentes con baja concentración de sólidos suspendidos. Por otro lado, en un sistema dominado por aguas turbias las concentraciones de fitoplancton serán elevadas en la columna de agua, las macrófitas sumergidas se encontrarán ausentes y los niveles de sólidos suspendidos serán altos debido a la resuspensión de sedimentos por el efecto provocado por el viento (Van Nes, 2007). Esta proposición considera que ambos estados se encuentran estabilizados dentro de un rango de concentración de nutrientes (Jacoby et al, 2001; Jeppesen et al, 1998; Moss, 1998; Scheffer, 1998; Scheffer & Van Nes, 2007) y que los cambios ocurren en su mayoría de manera irregular debido a presiones externas. Más específicamente, se ha propuesto que incrementos sobre valores límite en las concentraciones de fósforo, fluctuaciones en los niveles de agua o efectos climáticos

serían factores principales que favorecerían los cambios entre regímenes (Carpenter et al., 1999; Van Nes et al., 2007).

1.5 La Conservación de Humedales en Chile

Globalmente los ecosistemas acuáticos, y especialmente los humedales, están siendo sometidos a una magnitud sin precedentes de perturbaciones antrópicas (Brönmark & Hansson, 2002). Sumado a esto, se predice que fenómenos globales de cambio climático como el incremento de la temperatura media y radiación ultravioleta actuarían sinérgicamente con las anteriores acelerando el ritmo de degradación de estos ecosistemas (Moya et al, 2005; Brönmark & Hansson, 2002). A pesar de que muchos humedales se encuentran protegidos, actividades como la caza, la pesca, la ganadería intensiva y extensiva o actividades extractivas como las forestales y mineras e hidráulicas, hacen que estos ambientes estén en peligro junto con las poblaciones y culturas que tradicionalmente se asientan en ellas (Castro & Fernández, 2007). En especial, la modificación de los regímenes hídricos para satisfacer el consumo de las actividades humanas ha sido una de las mayores causas del deterioro de numerosas áreas de humedales en distintas regiones del mundo (Szöllösi-Nagy et al, 1998).

En relación al hecho de conservar los ecosistemas de humedales, se han detectado en la actualidad necesidades tales como la de incentivar y fortalecer estudios integrales, transdisciplinarios y de largo plazo, a fin de profundizar en el conocimiento integral del funcionamiento ecológico y en las amenazas a las que están sometidos (CYTED, 2007). Es así como en Chile, surge, a partir de la suscripción a la Convención sobre los Humedales de Ramsar, 1971, la “Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de los Humedales de Chile” (CONAMA, 2005), cuyo plan de acción es aprobado durante marzo de 2007 por el Consejo Directivo de CONAMA. Los objetivos principales de esta estrategia plantean la implementación de un marco de acción legal e institucional y el desarrollo de instrumentos de planificación y gestión participativa para lograr la conservación y uso sustentable de los humedales.

1.6 Planteamiento del Problema

Origen del Humedal del Río Cruces.

El humedal del río Cruces se formó durante el terremoto del año 1960 cuando grandes áreas agrícolas a las orillas de los cursos de agua descendieron y se anegaron (Muñoz-Pedrerros, 2003). Esto trajo como consecuencia una transformación tanto del paisaje como de las características físicas, químicas, ecológicas, sociales y económicas de la sub-cuenca. El Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, declarado en 1981 mediante el D.S N° 2734 del Ministerio de Educación, es además el primer humedal Chileno de importancia internacional en ser reconocido por la convención de Ramsar (Muñoz Pedrerros, 2003).

Debido a que una parte importante, tanto de la población como de las actividades de la provincia de Valdivia, se ha concentrado a lo largo de los años dentro del complejo estuarino de los ríos Calle-Calle – Valdivia – Cruces, es que se puede considerar hoy en día a este humedal como un sistema altamente intervenido por diversos procesos relacionados a actividades humanas (Contreras, 2006).

Percepción del Problema. Hipótesis

Durante Mayo del año 2004 comienzan a observarse una serie de cambios dentro del humedal, caracterizado inicialmente por la desaparición del luchecillo (*Egeria densa*) en los bañados o áreas someras y seguidos desde el mes de Junio por una disminución en el número de individuos de cisnes de cuello negro (Marín y Delgado, 2008). Además se constató desde fines de invierno del año 2004, la presencia de aguas muy turbias, denominadas “aguas color marrón” (Ramírez et al., 2006). Sumado a ello, la dominancia de florecimientos masivos de microalgas, además de alteraciones en los valores de temperatura, conductividad promedio, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, nitrógeno kjeldahl, nitrato, fósforo total y soluble, hierro, manganeso y cobre (CONAMA-UACH, 2005), lo que da cuenta, teórica y prácticamente, de un cambio de estado en el humedal (Marín et al., Submitted).

En la actualidad este ecosistema ha continuado cambiando. Según lo descrito en la encuesta ciudadana realizada para la "Elaboración de un Modelo Conceptual del Río Cruces" (Marín y Delgado, 2008), entre los servicios ecosistémicos que el humedal ofrecía y que hoy se han visto perturbados y/o deprimidos por este cambio de estado, se encuentran aquellos relacionados al turismo (67%), pesca (41%), consumo de agua para uso animal (33%) y recreación (26%). De igual manera, para el 83% de la población encuestada, las principales pérdidas generadas por las perturbaciones en el humedal están en la flora y fauna del lugar, mientras que el 45 % afirma que es en la calidad de vida, relacionada con la percepción de vivir cerca de un ecosistema natural.

A raíz de los eventos advertidos desde Mayo 2004 y frente a la importancia que reviste conservar este sistema, desde los meses de Octubre y Noviembre del mismo año, se iniciaron estudios para cuantificar los efectos del fenómeno ocurrido. La Tabla 1 muestra un breve análisis en relación a las hipótesis planteadas en el ámbito de las ciencias ecológicas para explicar el evento que suscitó el cambio ecológico en el humedal. Destacan los valores de hierro en toda la extensión del humedal (CONAMA-UACH, 2005).

En este seminario se ha seguido la línea argumental propuesta por Ramírez et al. (2006) y por Marín & Delgado (2008), ambas descritas en la Tabla 1. Particularmente, la hipótesis postulada por Marín & Delgado (2008), dentro de lo que es la teoría de ecosistemas y enfocada en la teoría de estados estables alternativos, propone que lo ocurrido en el humedal río Cruces obedece a un cambio de estado del ecosistema, el que ha sido visualizado a través de las percepciones sociales respecto de los diversos servicios ecosistémicos que fueron alterados en el humedal (Marín & Delgado, 2008), así como también mediante los trabajos científicos derivados del problema (Saldivia, 2005; Ramírez, 2006). La idea central de estos autores (la cual no pretende ser desarrollada en el presente trabajo) postula que los cambios ocurridos habrían comenzado a originarse en las zonas someras del humedal (bañados) y que, debido a una reacción en cadena terminan afectando la estructura y a varios procesos del ecosistema, como por ejemplo a su productividad. En este seminario se ha considerado que el estudio de la problemática del humedal río Cruces debiera ser abordada desde una perspectiva ecosistémica y no desde el estudio de sus componentes aislados. Sobre esta base, este seminario de título propone que el hierro en el humedal tendería a

precipitar desde la columna de agua hacia los sedimentos, inactivándose debido a las condiciones de oxigenación del ecosistema y a su estrecha relación con el ciclo del fósforo, y no así a una acumulación tóxica que llevara a la desaparición masiva de *Egeria densa* en el ecosistema.

Este planteamiento se desarrolló a partir del análisis de la literatura sobre el ciclo biogeoquímico del fósforo en sistemas de aguas someros, el que también sirvió para determinar la estructura del humedal con sus principales reservorios e interacciones. Sobre dicha base se desarrolló un modelo dinámico del flujo del fósforo en el ecosistema humedal río Cruces que considera la respuesta frente al hierro como contaminante de origen antrópico. Para ello se utilizaron datos de terreno disponibles para este sistema en particular.

Tabla 1. Hipótesis generadas a partir del cambio de estado observado en el humedal río Cruces

Referencia	Causa	Efecto
CONAMA-UACH, 2005	El sulfato de aluminio, compuesto exógeno al humedal y floculante, habría dejado disponible al hierro, metal tóxico, en la columna de agua	Acumulación de hierro en los tejidos de <i>Egeria densa</i> y aparición de aguas color marrón provocan la muerte de la planta.
Mulsow & Grandjean, 2006	La adición de sulfatos en exceso habría provocado la disminución de bicarbonato (HCO_3) dentro del humedal, esencial para la fotosíntesis de <i>Egeria densa</i>	Pérdida de turgencia, coloración café de su estructura y muerte de <i>Egeria densa</i> por disminución de su tasa fotosintética.
Ramírez et al, 2006	Períodos con excesos de radiaciones solares en el rango 280-320 nm (UV-B). <i>Egeria densa</i> es una planta muy sensible a la temperatura y a la luz, sus tallos y hojas carecen de epidermis.	Muerte de <i>Egeria densa</i> , solo las plantas sumergidas completamente consiguieron protección.
¹ CEA, 2005	(1) Aumento de la velocidad de agua provocada por las crecidas, (2) Aumento de salinidad en el ecosistema.	(1) Erosión de las raíces de <i>Egeria densa</i> , (2) Se superó el límite de tolerancia de la planta.
Marín & Delgado, 2008	Disminución en el nivel de agua y de la temperatura del aire, condiciones que en conjunto, afectaron la cubierta de <i>E. densa</i> en un principio desde la zona de bañados del humedal	Muerte de <i>E. densa</i> con el consecuente cambio de estado del humedal a uno de aguas turbias.

1.7 Modelo Conceptual de la Dinámica del Fósforo

Estructura General

El estudio del fósforo en ecosistemas de aguas someras y humedales es considerado de gran importancia debido a que corresponde al elemento limitante de la producción biológica por excelencia dentro de la biosfera (Margalef, 1992). Particularmente en sistemas acuáticos continentales, la disponibilidad de fósforo es el factor más importante en la determinación de la calidad de agua. Aportes de fósforo pueden

¹ Referencia no citada

estimular la producción primaria y llevar a la biomasa a un límite más alto (Margalef, 1992, Søndergaard et al, 2003). Además, numerosos estudios han demostrado que altas cargas de este macronutriente tiene relación con aguas turbias y a menudo con cambios biológicos indeseados que pueden incluir la pérdida de biodiversidad, entre otros (Søndergaard et al, 2003), lo que conlleva a un cambio de los componentes del ecosistema y por ende de su estructura (Delgado & Serey, 2002). Cabe resaltar que el ciclo interno del fósforo en sistemas límnicos se encuentra regulado entre otras cosas por las concentraciones de metales como hierro y aluminio presentes de manera natural o debido a procesos de origen antrópico; por lo que el estudio de su comportamiento resulta un tema interesante de estudiar en la actualidad, y lo es particularmente en sistemas que muestran cambios de estado. De acuerdo a ello, y a los antecedentes expuestos anteriormente, se propuso un modelo conceptual del flujo de fósforo, utilizando para su construcción un criterio basado en el estado químico en el cual el fósforo orgánico se encuentra disponible para la biota (fósforo reactivo soluble). Por tanto, la estructura del modelo está definida por tres componentes y por los flujos que se dan entre ellos en función del fósforo como variable de estado (Figura 1). La determinación de los componentes (bióticos y abióticos) se realizó en base a la bibliografía y corresponden a los reservorios donde este nutriente se acumula y donde, para efectos de este estudio, pretenden ser vistos los resultados en el modelo. Además cabe resaltar en este punto que la construcción del modelo conceptual se basó en la concepción que los ecosistemas son sistemas observador-dependiente (Delgado & Marín, 2005), incluyendo su delimitación, selección de los componentes e interacciones, los cuales dependen finalmente de las preguntas formuladas por cada estudio en cuestión.

El estado base del modelo, representado en la Figura 1, corresponde a uno dominado por macrófitas acuáticas, estado típico en sistemas de aguas claras, con el cual se pretende ejemplificar un ecosistema sin intervención. La línea punteada con signo negativo muestra el efecto que ejercen las macrófitas sobre el proceso de resuspensión y la línea punteada con signo positivo, por su parte, muestra el efecto de la resuspensión sobre la turbidez. Las líneas que cortan, a su vez, a las líneas punteadas corresponden a los mecanismos que pueden eventualmente verse alteradas si las macrófitas

desaparecen, lo que favorecería la acumulación del nutriente en la columna de agua, y por tanto a un cambio de régimen hasta un estado de aguas turbias.

Este modelo conceptual formó la base sobre la cual se construyó un modelo dinámico con las mismas características. Este último fue utilizado para analizar un escenario alternativo con contaminación por hierro, mediante el cual se estudió el efecto de este metal en el flujo ecosistémico del fósforo, utilizando para ambas variables datos reales del humedal río Cruces.

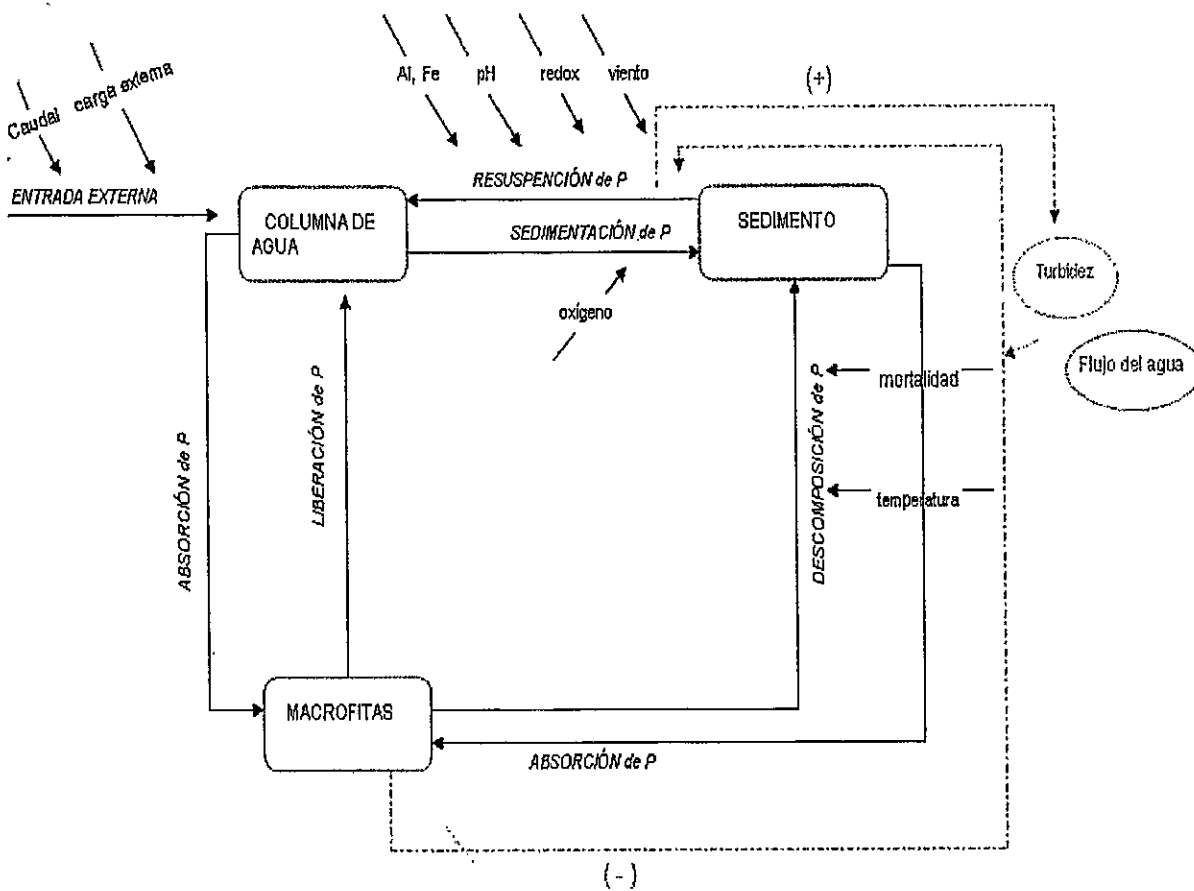


Figura 1. Modelo conceptual de la dinámica del fósforo en un sistema de aguas someras dominado por macrófitas.

Componentes del Modelo

El Fósforo

El fósforo en sistemas naturales puede encontrarse en el suelo y aledaño a los humedales, formando complejos solubles e insolubles en formas orgánicas e inorgánicas. Sin embargo, la principal forma biodisponible se encuentra en su condición inorgánica denominada ortofosfato, también llamado fósforo reactivo soluble (SRP) y que incluye los iones PO_4O^{3-} , $\text{HPO}_4\text{O}^{2-}$ y $\text{H}_2\text{PO}_4\text{O}^{-}$. Particularmente, el fosfato (PO_4O^{3-}) y el fosfato férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_2\text{-PO}_4$) son compuestos de gran importancia en este tipo de sistemas debido a su potencial movilidad desde los sedimentos bajo diferentes concentraciones de oxígeno (Mitsch & Gosselink, 1996; Søndergaard et al, 2003).

La Columna de Agua

Los sistemas de agua someras son en general cuerpos de agua estancados permanentemente, cuya baja profundidad es la condición que permite la penetración de la luz hasta los sedimentos profundos. Además, este tipo de sistemas posee raramente una estratificación térmica debido a su profundidad y al escaso volumen de agua que pueden presentar (Wetzel, 2001).

Se describe, en general, a los humedales como sistemas abiertos en cuanto a la importación y exportación de nutrientes (Mitsch & Gosselink, 1986). En particular, la recarga externa de nutrientes y químicos hacia la columna de agua es llevada a cabo, en principio, a través de procesos ligados a la hidrología. Es decir, por precipitación, intercambio mareal y flujo superficial y/o subterráneo. Las pérdidas, por su parte, se realizan principalmente a través de este último proceso (Mitsch & Gosselink, 1986).

En relación a la exportación de nutrientes, en las aguas de humedales ocurren procesos de transformación de químicos desde formas inorgánicas a orgánicas, que pueden ser transportados a otros ecosistemas aguas abajo. Las aguas de los humedales contienen en general altas abundancias de fósforo inorgánico soluble, cuyo reciclado interno se encuentra limitado por el efecto que las condiciones hidrológicas tienen sobre su flujo

(Mitsch & Gosselink, 1986). Uno de los principales procesos en la dinámica del fósforo, y que ocurre a nivel de columna de agua, es el de sedimentación, en el cual el fósforo que entra al lago o que se produce en la columna de agua decanta hacia los sedimentos.

Los Sedimentos

Los sedimentos son una reserva potencial de fósforo para el agua superficial. La retención neta de fósforo que ocurre a nivel de sedimentos corresponde a la diferencia entre el flujo descendente y el flujo ascendente o resuspensión. El flujo ascendente, también llamado recarga interna, juega un rol fundamental en el balance de nutrientes de la columna de agua y es crítico para el ecosistema ya que una gran liberación puede resultar en un crecimiento excesivo de algas (Carpenter et al, 1999; Van Nes et al, 2007). Cuando la carga de fósforo es excesiva el fitoplancton es favorecido, lo cual puede tener implicancias negativas significativas en la calidad del agua y en la biodiversidad del ecosistema: el agua se torna turbia, pudiendo existir un desarrollo de algas tóxicas, las macrófitas sumergidas desaparecen con lo que pueden aparecer, a su vez, especies indeseables distintas a las de origen (Søndergaard et al, 2001).

En lagos someros las interacciones que ocurren entre el sedimento y el agua son de especial interés debido al alto valor resultante de la proporción entre la superficie de sedimentos y la columna de agua. Esto cobra mayor importancia en el ciclo del fósforo de ecosistemas de aguas someros, considerando que las reservas en los sedimentos pueden ser más de cien veces mayores que aquellas presentes en la columna de agua, por lo que las concentraciones en este último reservorio dependerán fuertemente de las interacciones que se dan a nivel del sedimento (Søndergaard et al, 2003).

El ciclo interno del fósforo en sistemas acuáticos se encuentra regulado por las concentraciones de hierro presentes de manera natural, o de aquellas derivadas de procesos de origen antrópico. Cuando el hipolimnion tiene buenas condiciones de oxigenación el hierro existe en su estado oxidado, de manera que forma complejos insolubles con el fósforo, con lo que se previene el reciclaje de ambos. Cuando el hipolimnion se desoxigena, se vuelve reductor y el hierro es reducido y el fósforo inorgánico se solubiliza, incrementándose la tasa de reciclado (Wetzel, 2001; Komatsu et al, 2006; Carpenter et al, 1999). En este contexto, se ha demostrado la importancia de

una microzona oxigenada para los intercambios químicos, y esta capa de unos pocos milímetros es el factor crítico que regula el intercambio entre el agua y los sedimentos (Wetzel, 2001).

Los mecanismos de adsorción y de retención de fósforo en los sedimentos que permiten mantener controlada la biodisponibilidad del nutriente para la biota, se encuentran también controlados por el pH y además por variables como aluminio, magnesio, calcio, contenido de arcilla y la cantidad de fósforo naturalmente presente en el sistema (Kaggwa et al., 2001; Søndergaard et al., 2003). Sin embargo, la turbulencia del agua puede también ser un factor importante en la resuspensión, especialmente en sistemas someros, cuyos sedimentos se encuentran más expuestos a la fuerza del viento.

Vegetación Sumergida

Las macrófitas juegan un rol clave en la mantención de la salud del sistema (estado de aguas claras) a través de una serie de mecanismos conectados con las interacciones bióticas y las características físicas y químicas del agua y sedimentos (Ciurli et al., 2008). En sistemas de aguas someras las plantas enraizadas existen en ambientes que demandan adaptaciones fisiológicas a regímenes contrastantes de oxígeno.

En condiciones de alta biomasa, las plantas acuáticas pueden reducir substancialmente la turbidez mediante un número de mecanismos que resultan en a) el control sobre el desarrollo excesivo de fitoplancton y b) la prevención de la resuspensión de nutrientes (Scheffer & Van Nes, 2007). Sumado a lo anterior, las macrófitas son fundamentales sobre la productividad y los ciclos biogeoquímicos, debido a que representan un enlace entre los sedimentos y el agua superficial (Feijoó et al., 2002). En forma particular, este tipo de especies juega un rol importante en el reciclamiento de fósforo, ya que poseen la capacidad de estabilizar los sedimentos y de reducir las concentraciones del macronutriente por absorción y por el efecto que ejerce el oxígeno liberado desde sus raíces, lo que estimula la unión del nutriente a compuestos férricos. Estos procesos ejercen en conjunto un efecto clarificante sobre la columna de agua.

Egeria densa

Egeria densa, macrófita dulceacuícola sumergida, perenne y arraigada al sedimento, es una especie nativa de las regiones subtropicales de Brazil, Argentina y Uruguay (Feijoó et al, 1996). Sin embargo, hoy en día puede ser encontrada en todos los continentes exceptuando la Antártica (Feijoó et al, 1996; Hauenstein, 2004). En Chile, donde habita entre las regiones de Valparaíso y Valdivia (Hauenstein, 2004), el debate acerca de esta especie ha surgido a raíz del cambio de estado ecosistémico del humedal río Cruces, en el cual la especie experimentó una dramática disminución en su densidad y distribución (Yarrow et al, 2009).

Debido a su amplia distribución, estudios acerca de *E. densa* han sido realizados en muchos países. Ellos han demostrado que se trata de una especie invasora y competitiva, debido a que su gran capacidad de aclimatación le permite desplazar espacialmente a las macrófitas presentes en los sistemas que coloniza (Barko & Smart, 1981; Feijoó et al, 1996; Roberts et al, 1999; Hauenstein, 2004; Ramírez et al, 2006), pudiendo establecerse con éxito en ambientes con un alto contenido de nutrientes y de aguas lentas (Roberts et al, 1999; Ramírez et al, 2006). Una vez introducida en un lugar, y debido a su rápida tasa de crecimiento bajo condiciones ideales, *E. densa* puede llegar a formar densas coberturas monoespecíficas, las cuales suelen asociarse con el estado ecosistémico conocido como estado de aguas claras (Yarrow et al, 2009). Ello sugiere que la especie, además, puede comportarse como una especie ingeniera, mediante el control sobre la resuspensión de sedimentos y controlando el crecimiento del fitoplancton a través de la utilización de los nutrientes.

Al igual que otras angiospermas (*Elodea*, *Potamogeton*, *Hidrilla*), *E. densa* concentra la mayor parte de su biomasa en la cubierta vegetal ubicada justo bajo la superficie del agua (Mazzeo et al, 2003). Consecuentemente, algunas experiencias muestran que la tasa de absorción desde la columna de agua por parte de tallo y cubierta de hojas puede llegar a ser hasta un orden de magnitud mayor que desde los sedimentos (Feijoó et al, 1996; Feijoó et al, 2002; Carrillo et al, 2006).

Estudios sobre ciclo de nutrientes, como el de Barko & Smart (1980), confirman la habilidad de esta especie para utilizar los nutrientes desde los sedimentos y

transportarlos hacia las raíces y tallo, mecanismo importante en el reciclaje en sistemas acuáticos. En este contexto, Feijoó y colegas (2002), demuestran que *E. densa* posee una clara preferencia por el amonio sobre el nitrato y que la mayor parte del nitrógeno es absorbido desde la columna de agua. Los resultados de estos autores sugieren también que el fósforo es un factor aún más limitante que el nitrógeno para esta especie, de modo que el fósforo, y no así el nitrógeno, estaría ligado al incremento del crecimiento. Así, la disponibilidad de fósforo reactivo soluble ejerce un efecto positivo sobre la biomasa de *E. densa* y sobre su concentración de fósforo tisular, básicamente debido a que la mayor parte del fosfato presente en el sistema puede ser absorbido por esta especie. De acuerdo a su abundancia en los ecosistemas que coloniza y al contenido de fósforo en sus tejidos, *E. densa* representa una fuente de este nutriente para los sedimentos de los ecosistemas, principalmente debido a procesos de senescencia y decaimiento tisular.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Realizar un análisis de la literatura existente acerca del ciclo del fósforo en sistemas de aguas someros con el objeto de identificar los principales componentes y flujos que determinan su dinámica, con lo cual diseñar posteriormente un modelo dinámico del flujo del fósforo en un humedal dominado por macrófitas, que incluya los principales procesos que influyen en su variabilidad dentro del ecosistema.

2.2 Objetivos específicos

- Realizar un análisis del ciclo del fósforo en sistemas de aguas someros a través de la literatura existente.
- Identificar los principales componentes, flujos y variables que determinan la estructura de un ecosistema de humedal en un estado de aguas claras, en función del fósforo.
- Diseñar un modelo conceptual del flujo del fósforo en un ecosistema de humedal dominado por macrófitas, con el cual se represente un estado de aguas claras o sin intervención (modelo base).
- Diseñar e implementar la simulación dinámica del flujo del fósforo en el ecosistema Humedal Río Cruces, suponiendo un ecosistema dominado por macrófitas.
- Diseñar e implementar en base al modelo inicial, un escenario con presencia de hierro como contaminante de origen antrópico, con el objeto de medir los resultados a nivel de sedimentos, lugar donde ocurre la interacción entre fósforo y hierro.
- Proponer alternativas de manejo ecosistémico basados en los resultados.

3. METODOLOGÍA

3.1 Área de estudio

La cuenca del río Cruces comprende un área aproximada de 341.407 ha y se ubica entre dos regiones administrativas de Chile, la IX Región de la Araucanía y la XIV Región de los Ríos (Figura 2).

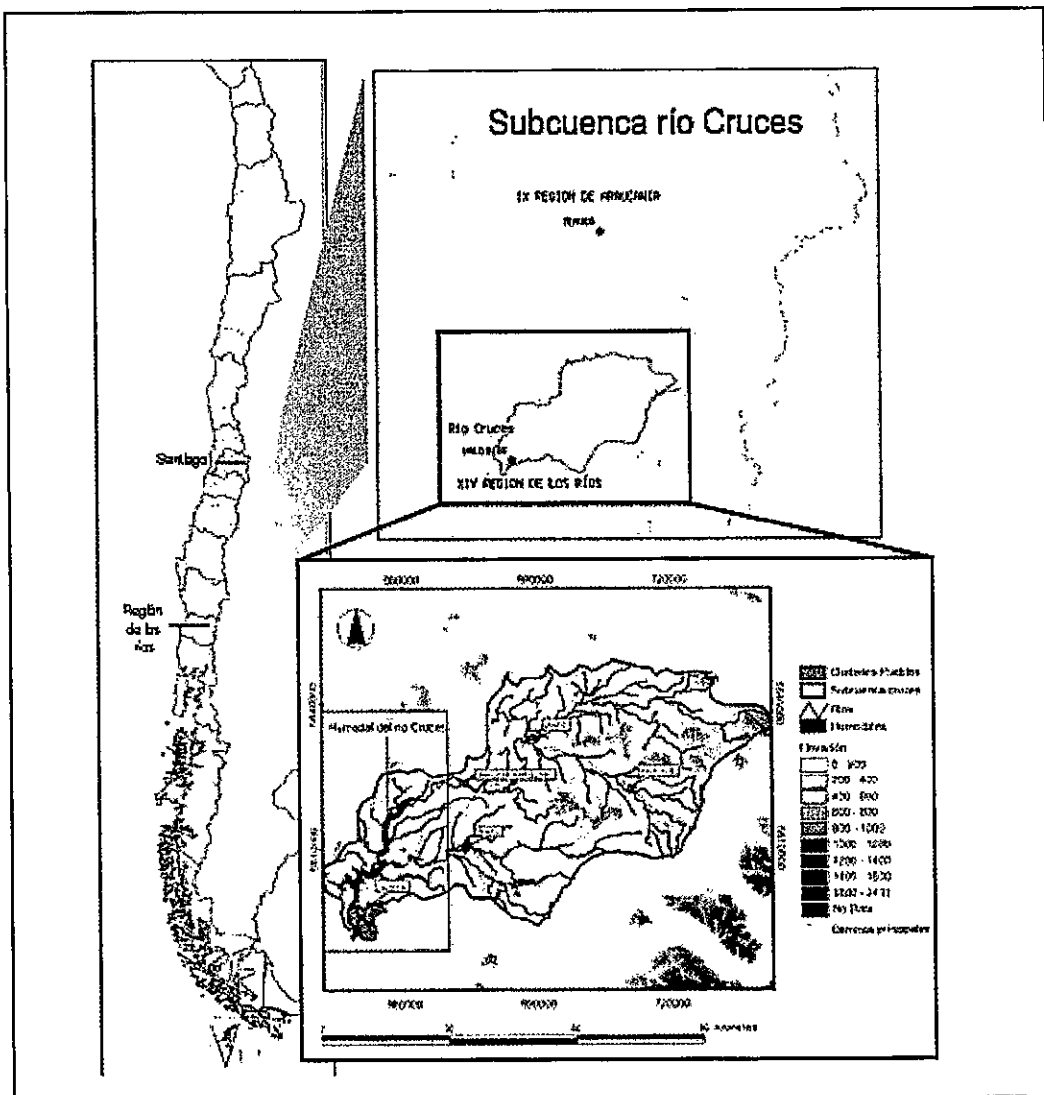


Figura 2. Ubicación de la sub-cuenca del río Cruces y detalle de la ubicación del humedal río Cruces dentro de ésta.

Desde su nacimiento, el Río Cruces recorre unos 125 Km de noreste a suroeste hasta llegar a la confluencia con el Río Valdivia. En los últimos 25 Km de su recorrido, se forma un humedal ribereño que ocupa una gran planicie en el interior de la cordillera de la costa (Muñoz-Pedreros, 2003) y que posee actualmente una extensión de 4.877 ha y aproximadamente 30 km de longitud. Este humedal corresponde a un ecosistema de transición, donde se mezclan condiciones lóxicas propias del río Cruces, con aquellas más estuarinas del Río Valdivia por acción de la intrusión salina, lo que sumado al aumento del tiempo de residencia del agua, generan un ecosistema de alta heterogeneidad espacial y temporal (Marín y Delgado, 2008). Desde la perspectiva de la profundidad, se pueden reconocer hoy en día dos zonas en este ecosistema: los bañados (profundidad ≤ 2 m), que con anterioridad al terremoto de 1960 eran tierras de cultivo y pastoreo y que actualmente comprenden aproximadamente el 82% del total del humedal, donde es usual encontrar parches de vegetación emergente, y por otro lado, el cauce profundo (profundidad entre 4 y 8 m) que corresponde al cauce del río Cruces con anterioridad al evento sísmico (Muñoz-Pedreros, 2003).

3.2 Modelo Dinámico

Características y Descripción del Modelo

En este ítem se presentan la metodología, fórmulas y cálculos necesarios para la implementación del modelo numérico, tanto de los componentes, flujos, conectores, entradas y salidas del mismo. Se utilizó para su desarrollo el software Stella Research (9.0.3). Stella es un software utilizado como herramienta para la modelación de sistemas dinámicos y corresponde a una plataforma de modelación que permite a los usuarios crear diagramas sistémicos que son transformados en relaciones matemáticas.

Sobre la base de imágenes LANDSAT TM, y por medio del software ARCVIEW GIS 3.3, se determinó que la zona de bañados (profundidad ≤ 2 m) cubre un 82% del total del humedal, abarcando un área de 3.999 ha., de las cuales, según lo descrito por Boettcher (2007), 2.300 há. son ocupadas por *Egeria densa*. Todos los valores fueron calculados en la totalidad del área considerada para los bañados y en unidades de Kilogramos de fósforo soluble.

En base a lo anterior, la estructura del modelo inicial fue implementada para la zona de los bañados del humedal río Cruces (Figura 3).

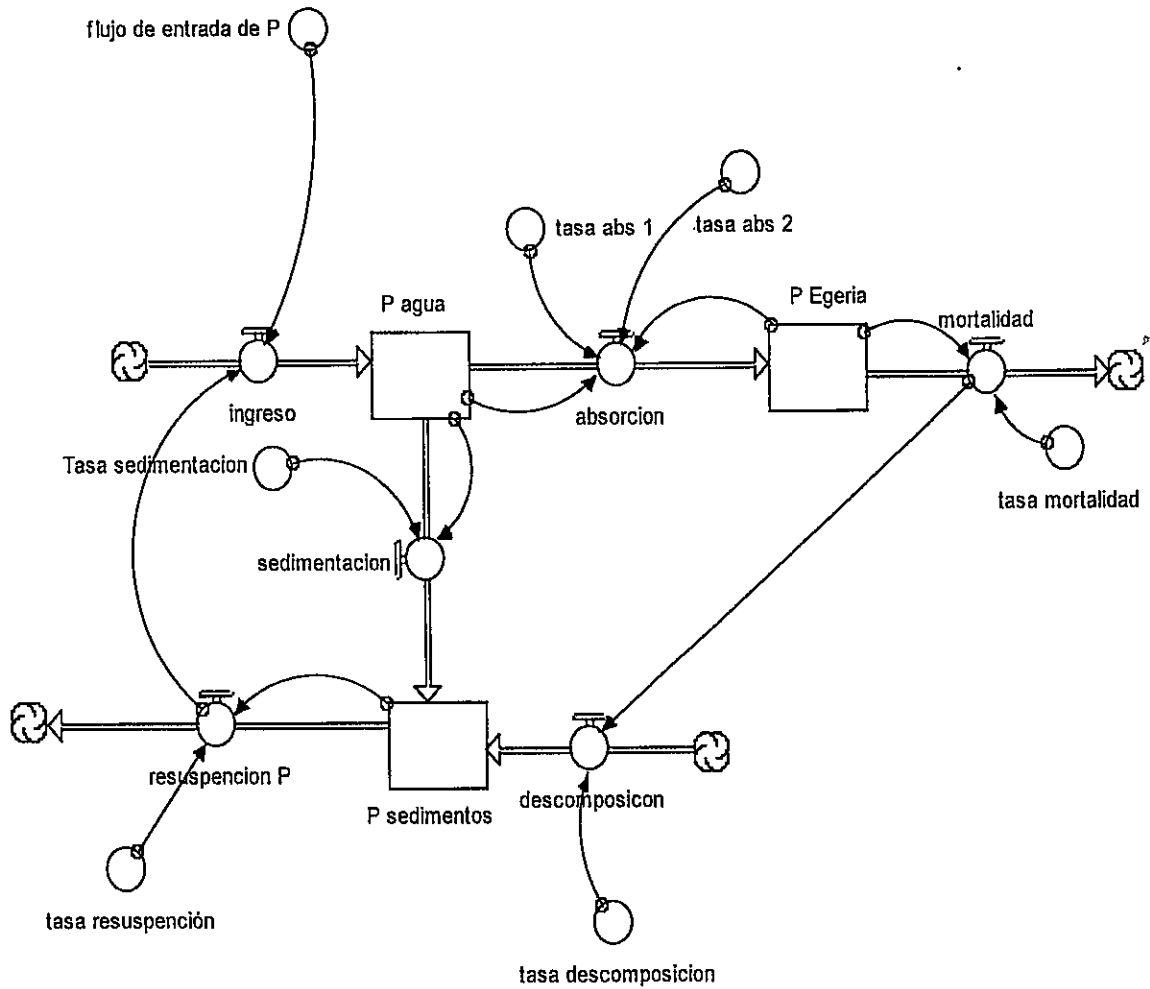


Figura 3. Modelo dinámico del flujo del fósforo en un sistema de aguas someras dominado por macrófitas.

Columna de Agua

Para efectos de determinar la concentración de fósforo en la columna de agua del humedal río Cruces se utilizó una concentración de fósforo soluble superficial de 0,023 mg/l², dato extraído desde la estación de ingreso o cabezal del humedal (Fuerte San Luís), muestreado durante 3-4 de enero de 2005 (CONAMA-UACH, 2005). Además, se considera un promedio de profundidad de 2 m para la zona de bañados, valor registrado por Muñoz-Pedrerros (2003), con lo cual se calcula un contenido de fósforo soluble de 2.243,4 Kg de P en la columna de agua (Tabla 2).

Sedimentos

Para el cálculo de la concentración de fósforo en los sedimentos se consideró únicamente la zona de intercambio activa o capa óxica de los sedimentos. Se utilizó una concentración de fósforo soluble de fondo de 0,013 mg/L, dato extraído desde la estación de ingreso o cabezal del humedal (Fuerte San Luís), muestreado durante 3-4 de enero de 2005 (CONAMA-UACH, 2005). Se consideró una profundidad de sedimentos de 4 mm (CONAMA-UACH, 2005). La concentración de fósforo soluble en los sedimentos se determinó reemplazando el valor de profundidad de la columna de agua por el de la zona de intercambio de sedimentos, de acuerdo a lo cual se obtiene un valor de 2,5 Kg de P (Tabla 2).

Egeria densa

Para determinar el fósforo en la biomasa de *E. densa* se utilizó un valor de 130 g/m²³ de esta especie en el humedal (Ramírez et al, 2006; Marín & Delgado, 2008). Se consideró además un contenido de fósforo en plantas de 0,0021 g P/g peso seco (Wang, 2000), de acuerdo a lo cual se calculó que la concentración de fósforo en la biomasa de *E. densa* que habita en el humedal es de 6.340 Kg de P (Tabla 2).

² Valor que corresponde al promedio de muestras horarias por un periodo de 24 horas. La medición de la concentración de fósforo soluble se realizó mediante un método colorimétrico basado en reacciones específicas del ión ortofosfato para la concentración de fósforo en los sedimentos y agua.

³ 1.318 Kg/ha como biomasa total de *E.densa* en el Santuario del río Cruces antes de 2004.

Tabla 2. Condición inicial para los componentes y convertidores del modelo dinámico del flujo del fósforo en el humedal río Cruces para el año 1996 (sistema base). Cada valor se encuentra con su respectiva unidad y referencia bibliográfica.

		Valor	Unidad	Referencia
Componentes	P agua	2243,42	Kg P	Propia
	P sedimentos	2,536	Kg P	Propia
	P <i>E.densa</i>	6340,1	Kg P	Propia
Convertidores	Tasa absorción 1	0,3	Día ⁻¹	Hu et al, 2006
	Tasa absorción 2	19,6 x 10 ⁻⁵	Kg/P/día	Feijoó et al, 2002
	Tasa mortalidad	0,005	Día ⁻¹	³ Marín & Delgado, 2008
	Tasa sedimentación	0,02	Día ⁻¹	² Wetzel, 2001
	Tasa resuspensión 1	3,6 x 10 ⁻³	Kg/ha/día	Burger et al, 2008
	Tasa resuspensión 2	1,0 x 10 ⁻⁴	Kg/ha/día	¹ Carpenter et al, 1999
	Tasa descomposición	1,8 x 10 ⁻³	día ⁻¹	Jørgensen, 1976
	Flujo entrada P	Graph (time)		

¹ Utiliza un valor cercano a cero para la resuspensión bajo condiciones de oxigenación.

² Valor standard para la sedimentación de partículas

³ Modificada de la tasa original (0,00005)

Caudal de Entrada

Para efectos del modelo, se utilizó únicamente el flujo de entrada proveniente desde el río Cruces hacia el humedal, debido a que es este tributario por donde entraría hierro desde el exterior al sistema (Tabla 1. Hipótesis descrita en el Informe CONAMA-UACH, 2005) y del que se disponen los datos necesarios para cumplir los objetivos del presente trabajo.

Para estimar los caudales de entrada al humedal (KgP/día) se utilizó un flujo variable de acuerdo a los caudales medios mensuales de agua para el período de abril de 1969 a febrero de 1999 registrados por la Dirección General de Aguas (DGA), estación Rucaco en el río Cruces (Muñoz-Pedrerros, 2003) (Tabla 3). Adicionalmente se variaron las concentraciones de fosfatos con datos de registros históricos de promedios mensuales para el período 1996 – 2003 existentes para este punto (CONAMA- UACH, 2005), con lo cual se pretende entregar la mayor variabilidad a la entrada del modelo (Tabla 3).

De acuerdo a lo anterior, los flujos de entrada de fósforo corresponden a una estimación entre los caudales y sus respectivas concentraciones que ingresan al humedal. Estos valores se utilizan para un período de simulación correspondiente a dos años. Stella divide los dos años de simulación (730 días) en 11 fechas distintas (en días), cada una de estas fechas se relacionó con los flujos de fósforo para su mes correspondiente, por ejemplo: el día 1 se relaciona al flujo de fósforo del mes de Enero (2,19 Kg P/día). De acuerdo a esto, la Figura 4 muestra el ingreso de fósforo en el humedal.

Tabla 3. Flujo variable de fósforo para un período de un año. Los valores varían según el caudal y la concentración de fósforo soluble mensuales.

Mes	Caudal (m ³ /seg)	P soluble (mg/l)	Flujo P mensual (Kg P/día)
Enero	23,1	0,0011	2,19
Febrero	16,7	0,0023	3,31
Marzo	15,2	0,003	3,94
Abril	27	0,003	6,99
Mayo	94,7	0,003	24,55
Junio	171	0,0069	101,94
Julio	214	0,0084	155,31
Agosto	178	0,0057	87,66
Septiembre	118,7	0,0039	40,10
Octubre	91,6	0,0039	39,99
Noviembre	57,5	0,0039	19,38
Diciembre	39,1	0,0011	3,72

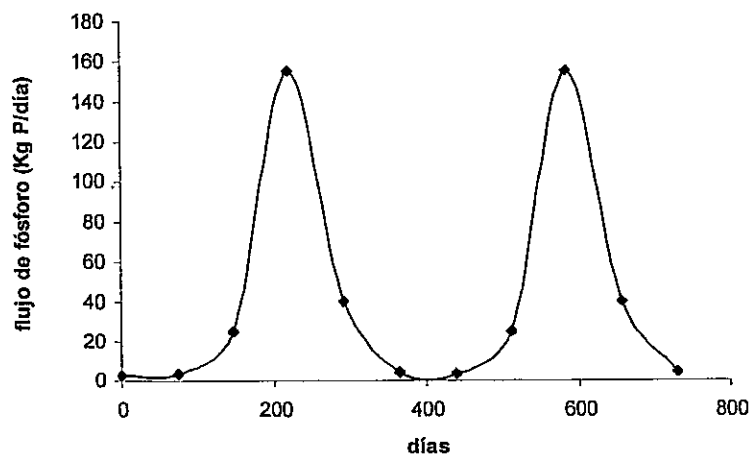


Figura 4. Flujo de fósforo (kgP/día) en un período de 2 años, considerando la variabilidad mensual del caudal (m³/s) y la concentración de fosfato (mg/L) en la estación de entrada del humedal río Cruces.

Diseño de Escenarios

De acuerdo a los objetivos planteados se agregó al modelo base un flujo paralelo de hierro desde el río Cruces al humedal, el cual se considera como una segunda entrada externa al sistema. Suponiendo un caudal medio anual de 87,2 m³/s (Muñoz-Pedrerros, 2003) y una concentración de hierro soluble superficial de 0,328 mg/L (CONAMA-UACH, 2005) se obtiene un valor de 654, Kg Fe/día para el flujo de entrada. Utilizando concentraciones de hierro soluble de fondo de 0,345 mg/L y una superficial de 0,328 mg/L se obtienen 67,3 Kg Fe en los sedimentos y 31.993 Kg Fe en la columna de agua (CONAMA-UACH, 2005) (Tabla 4).

Los resultados que se generan en el nuevo escenario dependen de la interacción entre el fósforo y el hierro en los sedimentos a través de la condicionante que mantiene a ambos elementos atrapados si la razón entre la concentración de ambos elementos es mayor a 15 (Fe:P >15, por peso), factor descrito inicialmente por Jensen et al (1992) y utilizada posteriormente por otros autores, con resultados que varían entre valores de 10 y 15 (Van der Welle et al, 2007; Søndergaard et al, 2003). De acuerdo a esto, los resultados de esta interacción fueron medidos únicamente a nivel de sedimentos, en donde el resultado del acomplejamiento de ambos está dado en forma de fosfato férrico Fe(OH)₂-PO₄. La Tabla 4 detalla los valores resultantes del flujo de entrada de hierro al sistema de humedal.

Tabla 4. Valores iniciales para los componentes y convertidores del modelo dinámico del flujo de hierro en el humedal río Cruces (sistema intervenido por hierro). Cada valor se encuentra con su respectiva unidad y referencia bibliográfica.

		Valor	Unidad	Referencia
Componentes	Fe agua	31.993,1	Kg Fe	CONAMA-UACH,2005
	Fe sedimentos	67,3	Kg Fe	CONAMA-UACH,2005
Convertidores	Tasa sedimentación Fe	0,02	d ⁻¹	¹ Wetzel, 2001
	Flujo entrada Fe	654,6	Kg Fe/día	Muñoz-Pedrerros, 2003; CONAMA-UACH, 2005

¹ Valor estándar para la sedimentación de partículas

Parámetros de Simulación

- Tiempo total: 730 días
- dt: 1 día
- Algoritmo de integración: Método de Euler

Sensitividad del Modelo

La validación de un modelo dinámico es un proceso que permite minimizar los errores internos y maximizar la validez del mismo (Jørgensen et al, 1978). El análisis de sensibilidad es un tipo de validación, y consiste en estudiar el cambio en las salidas del modelo como resultado del cambio en los valores de una variable. El objetivo es saber si el patrón básico de resultados es sensible al cambio en los valores (Ford, 1999). Para evaluar la robustez del modelo y discriminar que parámetros son más sensibles se analizaron los cinco parámetros que conforman el modelo.

4. RESULTADOS

4.1 Simulación del Ciclo del Fósforo en el Humedal Río Cruces

La Figura 5 muestra el resultado de la dinámica de la concentración de fósforo en la columna de agua. Se observa una rápida caída de fósforo en este reservorio, lo que puede estar dado por los procesos de sedimentación y absorción. Sin embargo, los aumentos dependen principalmente del régimen de caudal del río Cruces entrante al humedal (Tabla 3). Coincidiendo con ello, la Figura 6 muestra que la carga de fósforo en *E. densa*, se comporta de acuerdo a aumentos o disminuciones en los flujos en la columna de agua, sin embargo se observa un desplazamiento temporal en la respuesta de la especie.

La Figura 6 muestra que durante los primeros meses existe una declinación gradual de la biomasa de *E. densa* con respecto a su valor inicial. Es posible observar que esta disminución es proporcional a los eventos de bajos caudales (Fig.6), los que se traducen en disminuciones en el contenido de fósforo en el agua. A partir de esta evidencia se puede inferir que bajas concentraciones de fósforo no son capaces de sustentar a la biomasa total (inicial) de *Egeria* en los bañados del humedal. Por otro lado la misma figura muestra que existe un incremento gradual en el contenido de fósforo de *E. densa* a través del tiempo cuyo valor asciende hasta un 50% más que el dado por el valor inicial.

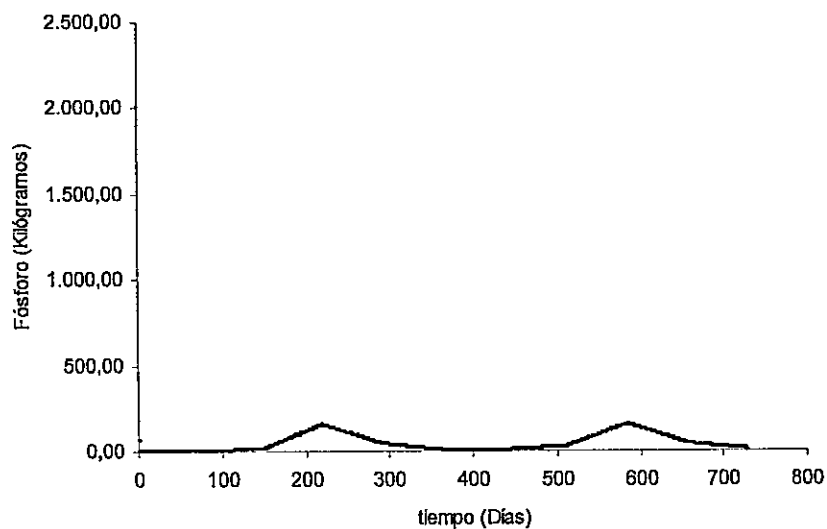


Figura 5. Fósforo en la columna de agua del humedal río Cruces. La variable independiente del gráfico corresponde al tiempo en días en que se realizó la simulación (2 años), la variable dependiente muestra la concentración de fósforo (Kilogramos) en la columna de agua.

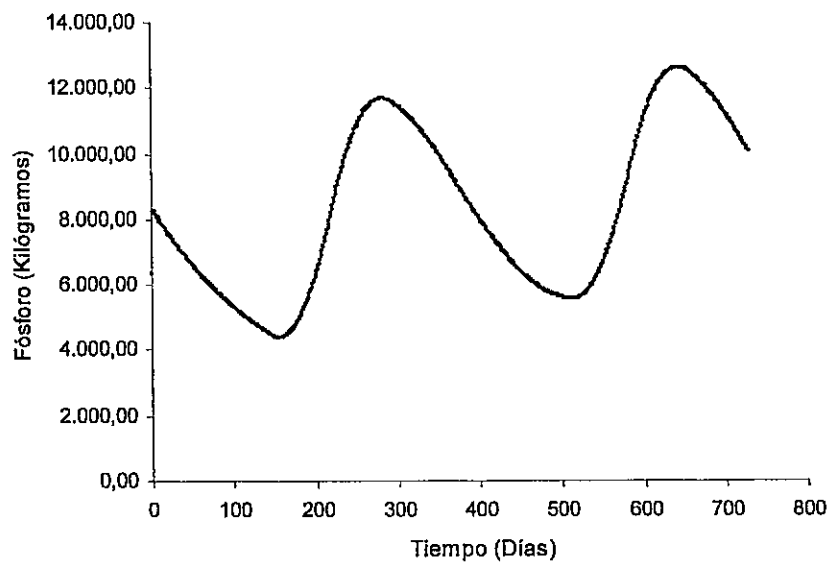


Figura 6. Fósforo en *Egeria densa* en el humedal río Cruces. La variable independiente del gráfico corresponde al tiempo en días en que se realizó la simulación (2 años), la variable dependiente muestra la concentración de fósforo (Kilogramos) en la biomasa de *Egeria densa*.

La Figura 7 muestra el comportamiento del fósforo en los sedimentos. En ella se observan las curvas que resultan de la simulación del fósforo en un escenario sin hierro versus uno con presencia de hierro. Es posible además, visualizar leves oscilaciones en ambas curvas, las que se comportan de acuerdo a los aportes de fósforo desde la columna de agua (proceso de sedimentación). Al igual como ocurre para la biomasa de *Egeria*, esta figura muestra una retención de fósforo en los sedimentos a través del tiempo, lo que se traduce en incrementos graduales, y que en el caso del escenario natural (inicial), alcanza valores máximos de 120 K de fósforo aproximadamente. Por otro lado, la misma figura permite suponer que debido a un volumen de hierro que ingresa a la columna de agua desde el río (654 K de Fe), el fósforo presente en los sedimentos (oxigenados) podría llegar a valores de hasta 340 K., lo que se traduce en una acumulación mayor al 100 % de nutriente y que corrobora el supuesto acerca de la capacidad de acomplejamiento de ambos elementos en forma de fosfato férrico $\text{Fe}(\text{OH})_2\text{-PO}_4$.

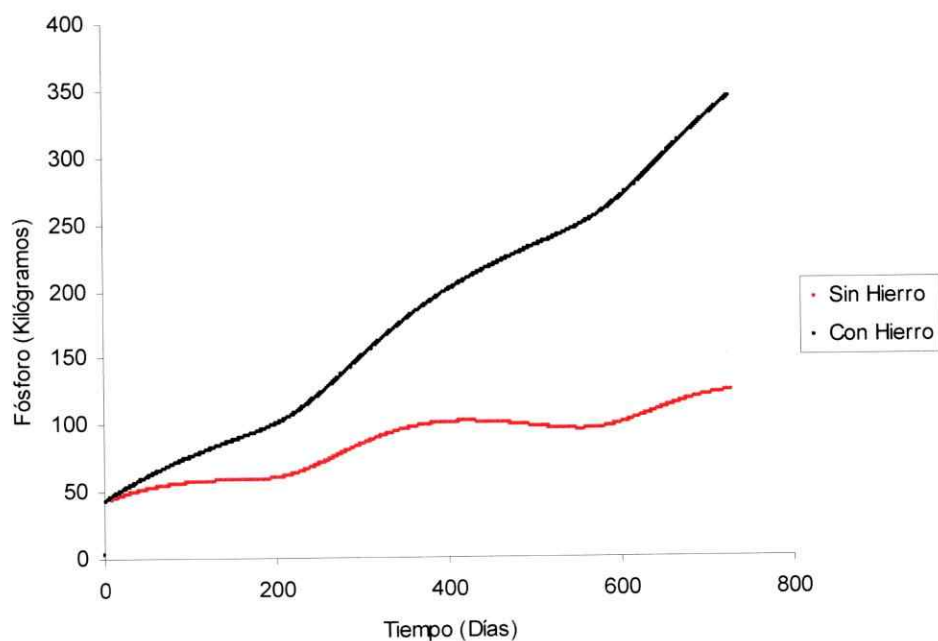


Figura 7. Fósforo en los sedimentos del Humedal río Cruces. La variable independiente del gráfico corresponde al tiempo en días en que se realizó la simulación (2 años), la variable dependiente muestra la concentración de fósforo (Kilogramos) en los sedimentos.

4.2 Sensitividad del Modelo

Para evaluar la robustez del modelo y discriminar que parámetros son más sensibles se analizaron los cinco parámetros que conforman el modelo (tasa de mortalidad, tasa de resuspensión, tasa de absorción, tasa de descomposición y tasa de sedimentación). Para ello se utilizó la relación de Huntley et al. (1987) (Figura 8) para un tiempo $t = 2$ años (730 días). Los valores de cada parámetro fueron variados según rangos conocidos, los que fueron obtenidos desde la literatura. Esta ecuación básicamente relaciona los cambios en la estructura del sistema en relación al cambio en el valor de un parámetro dado. La Tabla 5, muestra los resultados para cada uno de los parámetros considerados.

$$S_x = \frac{\{K_{t,x} - K_s\} / K_s}{\{P_{t,x} - P_{s,x}\} / P_{s,x}}$$

Figura 8. Ecuación para la sensitividad de Huntley et al. (1987). Donde $K_{t,x}$ es el valor de la variable después del cambio en el parámetro x , K_s es el valor estándar de la variable, $P_{t,x}$ es el valor prueba del parámetro P_x (manteniendo todos los otros valores en un valor estándar durante el test) y $P_{s,x}$ es el valor estándar del parámetro P_x .

Los resultados de la simulación en el análisis de sensitividad (Tabla 5) muestran que la variación en el valor de los parámetros resulta principalmente importante para la *mortalidad* en un rango entre +100 % y -50 % y para la *absorción* de fósforo cuando se disminuye en un 80 %. Ello significa que cambios en estos parámetros pueden tener efectos sobre la conducta del sistema, contexto en el cual pueden ser considerados claves para futuros modelos y estudios acerca de este mismo sistema.

Tabla 5. Análisis de sensibilidad para la concentración de fósforo en el humedal (a un t = 2 años)

Parámetro	+100	- 50	+ 100	+ 200	- 50	- 80	Referencia
<i>Tasa mortalidad</i>	1,33	1,18					Marín & Delgado, 2008
<i>Tasa resuspensión</i>			0,015	0,012			Burger, 2008
<i>Tasa absorción</i>					0	161,6	Hu, 2006; Feijoó, 2002
<i>Tasa descomposición</i>	0	0					Muhammetoglu et al, 2000; Jørgensen, 1976
<i>Tasa sedimentación</i>			0	0			Schauser, 2006

5. DISCUSIÓN

Ramírez et al. (2006) afirman que el humedal de río Cruces, ha experimentado desde abril del 2004 un cambio drástico en la estructura biológica del ecosistema y turbidez del agua; en otras palabras un cambio de estado. La literatura describe que el mecanismo más aceptado en un cambio de estado se relaciona a excesos de fósforo en los ecosistemas (Carpenter et al, 1999; Van Nes et al, 2007; entre otros). Sin embargo, los resultados de este seminario muestran que, específicamente y sobre esta base, el fósforo no habría jugado un rol en el cambio de estado observado en el humedal del río Cruces durante el 2004 y por lo tanto no se le puede atribuir a este, la disminución de la biomasa de *E. densa* en el ecosistema. El modelo muestra que en condiciones de alta luminosidad, como las existentes en las aguas someras (bañados) del humedal, *Egeria densa* responde a las fluctuaciones en la concentración de fósforo (Figs. 5 y 6). Por otra parte, la información existente acerca de los valores de fósforo en el humedal muestra que entre los años 1995 y 2003 se registraron para su estación de entrada (estación Fuerte San Luís en río Cruces) concentraciones que oscilan entre un rango de 0,0024 mg/l a 0,09 mg/l, y una concentración de 0,075 mg/l para el mes de enero del año 2005 (CONAMA-UACH, 2005). A partir de estos datos y según la *Clasificación general para lagos basada en la transparencia del agua y en la concentración de fósforo*, descrita por Ryding y Rast (1992) y Wetzel (2001), este ecosistema ha fluctuado entre condiciones de oligotrofia (0,003-0,0177 mg/L) y eutrofia (0,016-0,386 mg/l). Es decir, este análisis permite determinar por tanto, que aún cuando con anterioridad al año 2004 hubo aumentos en las concentraciones de fósforo que sitúan al humedal en la condición de eutrófico, no se produjo el cambio de estado que predice la hipótesis de los nutrientes (cambio de estado debido a grandes cargas de fósforo).

Aún cuando *E. densa* obtiene el fósforo mayormente desde la columna de agua y no desde los sedimentos (e.g. Mony et al., 2007), los procesos relacionados a estos últimos tienen importancia desde el punto de vista ecosistémico (ya que los componentes se afectan mutuamente, a través de sus interacciones) aún cuando no contribuyan de forma efectiva a la mantención de la población de *Egeria densa*. La acumulación de fósforo en los sedimentos es un proceso importante (Fig.7), que a corto plazo, mantiene reservas que no serán recicladas hacia la columna de agua hasta que determinados factores (físicos y químicos) así lo permitan. De acuerdo a ello, en cuanto al control de la

eutrofización, los estudios realizados por Carpenter et al (1999) y Van Nes et al (2007) en sistemas de aguas someros, muestran que a medida que un sistema se va enriqueciendo a través del tiempo y el nutriente se acumula en los sedimentos, las tasas de reciclado hacia la columna de agua (“recarga interna”) irán aumentando de manera proporcional.

Los resultados indican que bajo una intervención por hierro los niveles de fósforo en los sedimentos tienden a mostrar un crecimiento exponencial debido a la acumulación por el acomplejamiento de ambos (Fig. 7). Como consecuencia, puede esperarse que estas condiciones ayuden a mantener mayor control sobre el crecimiento de macrófitas como *E. densa*, ya que esta extrae la mayor parte de los nutrientes desde la columna de agua, y por ende también sobre los florecimientos masivos de algas.

En base al conocimiento del ciclo de fósforo en sistemas de aguas someras y a los resultados del modelo, se podría suponer una acumulación del nutriente en los sedimentos cuando hay hierro presente, lo cual a largo plazo podría interferir sobre el control de la eutrofización del ecosistema acuático. Es decir, en el caso de que acciones de manejo sean requeridas, como un plan de gestión ambiental, y que debido a ello se ejerza control sobre la entrada de las cargas de fósforo al sistema, la acumulación ocurrida a lo largo del tiempo podría impedir su recuperación a corto plazo. Inclusive, el estado de eutrofia podría sostenerse hasta mucho tiempo después de que los niveles de fósforo se reduzcan, lo cual se debe en principio a que el reciclaje de fósforo desde los sedimentos es un proceso proporcional a su concentración en el agua, y es dependiente además del estado de óxido reducción de la interfase sedimento-agua y del historial de cargas externas de fósforo que entran al ecosistema. Es así como en una condición de sedimentos superficiales anóxicos podríamos esperar una mayor liberación de fósforo desde los sedimentos hacia la columna de agua.

En el contexto de los altos niveles de hierro en el ecosistema, es reconocido el hecho de la toxicidad que puede ejercer este metal sobre las plantas acuáticas. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que la incorporación de microelementos y de metales pesados por las distintas especies dependerá más bien del ambiente natural en el que se encuentren y de la especie en particular (Yurukova & Kochev, 1994). El factor de

concentración corresponde a una relación entre la concentración del elemento en cada especie de planta (mg/kg de peso seco) y la concentración en el agua (mg/l), de esta manera ha sido demostrada la facultad de *Elodea canadensis* (perteneciente a la familia Hydrocharitaceae al igual que *E. densa*), para bioconcentrar hierro, cuyos registros llegan a ser 200 veces mayores que aquellos descritos para otras macrófitas acuáticas (8631 mg/K, bajo una concentración de 0,053 mg/L de hierro en el agua) (Yurukova & Kochev, 1994). Igualmente se reconoce la habilidad de *Egeria* para liberar oxígeno desde sus raíces hacia los sedimentos anaeróbicos, lo que le permite formar una microzona alrededor de esta estructura en donde precipitar altas cantidades de hierro (Fe^{+3}), lo cual otorga una mayor fijación de fósforo, lo que en conjunto puede reconocerse por la conformación de una capa superficial color café-rojizo (Hupfer & Dollan, 2003). De igual forma, los experimentos realizados por Van der Welle et al (2007) prueban la resistencia de *Elodea nuttalli* en relación a otras especies, para soportar las altas cargas de hierro en su medio, demostrando que altas biomásas de esta especie solo ocurren bajo condiciones experimentales que involucren grandes densidades de hierro en los sedimentos, siendo en este contexto además una mejor competidora en relación a las otras macrófitas bajo estas condiciones. Desde el punto de vista señalado en la presente discusión y a los resultados de la modelación que sugieren que bajo las concentraciones de hierro presentes en el humedal en el año 2005 el fósforo se mantendrá inactivo en los sedimentos, sumado a lo cual se podría apuntar al hecho de la capacidad de *Egeria densa* para crecer bajo las condiciones descritas.

6. CONCLUSIÓN

Los modelos que se derivan de una investigación pueden ser una importante herramienta para los estudios ecosistémicos (Marín & Delgado, 1997). Estos pueden ser utilizados para el entendimiento cuantitativo de los procesos que ocurren en un ecosistema y sus resultados propuestos dentro de los objetivos de futuros planes de manejo ecosistémico (Komatsu et al 2006, Marín & Delgado 2007). Tal como se muestra en este seminario, los resultados de un modelo permiten establecer los principales procesos que se encuentran controlando la dinámica de una variable de estado. Este entendimiento puede ayudar a interpretar los datos de terreno y a establecer mejores pronósticos acerca de los efectos de esta variable sobre los distintos elementos estructurales que caracterizan el ecosistema en cuestión.

Mediante los resultados del modelo dinámico del flujo del fósforo desarrollado en este trabajo, se determinó la importancia de este macronutriente en la dinámica (estructura y función) del humedal del río Cruces. Los resultados de la simulación permiten proponer que los aportes totales de fósforo desde el río Cruces son esenciales para la mantención de la cobertura de *Egeria densa*. Ello puede observarse especialmente durante períodos de bajos caudales en que las concentraciones disminuyen a tal grado que provocan una drástica disminución de esta macrofita. Por tanto, una manera de explicar la abundante presencia (biomasa) de *Egeria densa* en el humedal de río Cruces antes del 2004, es por la existencia de aportes importantes de fósforo desde fuentes distintas a la del río. Ello permite suponer que el humedal es un ecosistema intervenido por fuentes significativas de nutrientes desde las diversas actividades antrópicas, que se han realizado históricamente en la cuenca en la que se encuentra y que son importantes para explicar su estructura y así como los cambios experimentados en sus niveles de trofia (Centro EULA, 2005).

Además, es posible afirmar que la temporalidad, traducida en la acumulación de fósforo a largo plazo dentro de sedimentos oxigenados, es un factor relevante. Este puede ocasionar efectos negativos en el estado de trofia del humedal, debido a que la recarga interna que ocurre desde los sedimentos es un proceso que impide el mejoramiento de la calidad del agua de sistemas eutrofizados.

El análisis y los resultados del modelo incluyendo el hierro en él, sugieren que la relación entre el hierro y el fósforo dentro de los sedimentos jugaría un rol importante en el ciclo de ambos elementos, debido a que el hierro en presencia de altas concentraciones de fósforo se acopla a este, precipita al fondo y queda inactivo o no biodisponible para los componentes vivos del ecosistemas como *Egeria densa*.

De acuerdo a lo anterior y en orden de realizar estimaciones exitosas a partir de modelos que simulen el flujo de fósforo, se sugiere como factor fundamental de análisis, su conexión con otros ciclos de elementos como el ciclo del hierro, entre otros, debido sobre todo a las grandes perturbaciones antrópicas que están siendo sujeto los ecosistemas acuáticos naturales a nivel mundial.

7. BIBLIOGRAFÍA

1. Barko J.W., Smart M.R., 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 10: 229-238
2. Barko J.W., Smart M.R., 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs* 51(2):219-235
3. Bertalanffy L. Von., 1973. *General System Theory*. Penguin University Books, London
4. Boettcher C., 2007. Variación comparativa de biomasa estacional en dos macrófitos de la región de Valdivia, Chile. *Ciencia & Trabajo* 26: 191- 199
5. Brönmark C., Hansson L.A., 2002. Environmental cues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation* 29: 290-306.
6. Buckley W., 1973. *La sociología y la teoría moderna de los sistemas*. Editorial Amorrortu, Buenos Aires.
7. Burger D.F., Hamilton D.P., Pilditch C.A., 2008. Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. *Ecological Modelling* 211: 411-423
8. Carpenter S.R., Ludwig D., Brock W.A., 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9(3): 751-771
9. Carrillo Y., Guarín A., Guillot G., 2006. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). *Aquatic Botany* 85: 7-15.
10. Castro M., Fernández L (ed.), 2007. *Gestión Sostenible de Humedales*. LOM Chile.
11. Centro de Ecología Aplicada (CEA), 2006. *Conceptos y criterios para la evaluación ambiental de humedales*. Gobierno de Chile, Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.

12. Christensen, N. L. (ed.), 1996. The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific basis for Ecosystem Management ecological Applications 6:665-691.
13. Ciurli A., Zuccarini P., Alpi A., 2008. Growth and nutrient absorption of two submersed aquatic macrophytes in mesocosms, for reinsertion in a eutrophicated shallow lake. *Wetlands Ecol Manage* DOI 10. 1007/s 11273-008-9091-9
14. CONAMA Dirección Regional Xª Región de los Lagos - Universidad Austral de Chile., 2005. Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia. Informe final. Convenio complementario específico N° 1210-1203/ 2004-12-14 [en línea] Recuperado el 03/11/08 desde http://www.sinia.cl/1292/articles-31832_InformeFinal.pdf
15. CONAMA Dirección Regional Xª Región de los Lagos - Universidad Austral de Chile., 2005a. Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia. Segundo Informe de Avance. Convenio complementario específico N° 1210-1203/ 2004-12-14 [en línea] Recuperado el 03/11/08 desde http://www.sinia.cl/1292/articles-31832_pdf_2do_inf_avance.pdf
16. CONAMA., 2005. Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Racional de los Humedales en Chile.
17. Contreras Y., 2006. Determinación de metales traza (Ni, Cr, Cd, Cu, Fe, Mn, Al) en totora (*Scirpus californicus*) y sedimento en el santuario de la naturaleza Carlos Anwandter, río Cruces, Valdivia. Tesis de grado. Universidad Austral de Chile. Valdivia-Chile
18. CYTED., 2007. Humedales y Cambios Globales. Efecto de los cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica N° 2. Boletín informativo de la red CYTED
19. Delgado L.E., Serey I., 2002. Distribución del cobre en ecosistemas forestales de tipo Mediterráneo. *Revista chilena de Historia Natural* 75:557-565

20. Delgado L.E., Marín V.H., 2005. FES- sistema: un concepto para la incorporación de las sociedades humanas en el análisis medioambiental en Chile. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA* 21: 18-22
21. De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408
22. Centro Eula-Chile, Laboratorio de Bioensayos, Universidad de Concepción., 2005. Programa de monitoreo ecotoxicológico de los efluentes industriales en el Río Cruces, provincia de Valdivia Chile.
23. Feijó C., García M.E., Momo F.R., Toja J., 2002. Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planc.: Effect of ammonium and phosphorus availability in the water column on growth and nutrient uptake. *Limnetica* 21(1-2):93-104
24. Feijó C.S., Momo F.R., Bonetto C.A., Tur N.M., 1996. Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planc. in a pampasic stream. *Hydrobiologia* 341: 21-26
25. Ford A., 1999. *Modeling the environment*. U.S.A., Island Press. 402 p.
26. Franco Vidal, L., Andrade G., 2007. Del manejo patológico a la aplicación del enfoque ecosistémico: El caso de las lagunas de Fúquene, Cucunubá y Palacio, en la cordillera oriental de Colombia. En: Castro M., Fernández L (Ed), *Gestión Sostenible de Humedales*. LOM. Santiago. Chile.
27. Grumbine R.E., 1994. What is ecosystem management?. *Conservation Biology* 8(1): 27-38
28. Hauenstein E., 2004. Antecedentes sobre *Egeria densa* (Luchecillo), hidrófila importante en la alimentación del cisne de cuello negro. *Gestión ambiental* 10: 89-95
29. Hu W., Jørgensen S.E., Zhang F., 2006. A vertical-compressed three-dimensional ecological model in lake Taihu, China. *Ecological Modelling* 190: 367-398

30. Huntley M.E., Marín V., Escritor F., 1987. Zooplankton grazers as transformers of ocean optics: A dynamic model. *Journal of Marine Research* 45: 911-945
31. Hupfer M., Dollan A., 2003. Immobilisation of phosphorus by iron-coated roots of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506-509: 635-640
32. Jackson L.J., Trebitz A.S., Cottingham K.L., 2000. An introduction to the practice of ecological modeling. *BioScience* 50(8): 694-706
33. Jacoby J.M., Welch E.B., Wertz I., 2001. Alternate stable states in a shallow lake dominated by *Egeria densa*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 3805-3810
34. Jensen H.S., Kristensen P., Jeppesen E., Skytthe., 1992. Iron:Phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphorus release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235-236: 731-743
35. Jeppesen E., Sondergaard M., Kristoffersen., 1998. Structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer-Verlag. New York.
36. Jørgensen S.E., 1976. A eutrophication model for a lake. *Ecological Modelling* 2: 147-165
37. Jørgensen S.E., Mejer H., Friis M., 1978. Examination of a lake model. *Ecological Modelling* 4: 253-278
38. Kaggwa R.C., Mulalelo C.I., Denny P., Okurut T.O., 2001. The impact of alum discharges on a natural tropical wetland in Uganda. *Wat. Res* 35(3): 795-807
39. Komatsu E., Fukushima T., Shiraishi H., 2006. Modeling of P-dynamics and algal growth in a stratified reservoir-mechanisms of P-cycle in water and interaction between overlying water and sediment. *Ecological Modelling* 197: 331-349
40. Levins R., 1966. The Strategy of Model Building in Population Biology. *American Scientist* 54(4): 421-431
41. Margalef R., 1992. *Ecología*. Editorial Planeta, Quinta Edición.

42. Marín V. H., Tironi A., Delgado L.E., Contreras M., Novoa F., Torres-Gómez M & R Garreaud., Vila I., Serey I. (submitted)., On the sudden disappearance of *Egeria densa* from Ramsar wetland site of Southern Chile: a climatic event trigger model. *Ecological Modelling*
43. Marín V.H & Delgado L.E (Editores)., 2008. Elaboración de un modelo conceptual del ecosistema del humedal de río Cruces. Informe de Avance N°2. Universidad de Chile [en línea] Recuperado el 19/05/08 desde <http://ecosistemas.uchile.cl>
44. Marín V.H., Delgado L.E (Ed.), 1999. La Antártica Editorial Universitaria
45. Marín V.H., Delgado L.E., 1997. Manejo ecosistémico de los recursos naturales. *Ambiente y Desarrollo* 13: 70-76
46. Mazzeo N., Rodríguez-Gallego L., Kruk C., Meerhoff M., Gorga J., Lacerot G., Quintans F., Loureiro M., Larrea D., García-Rodríguez F. 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia* 506-509: 591-602
47. Mitsch W.J., Gosselink J.G. 1986. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold Company Inc, New York
48. Mony C., Koschnick T.J., Haller W.T., Muller S. 2007. Competition between two invasive Hydrocharitaceae (*Hydrilla verticillata* (L.F) (Royle) and *Egeria densa* (Planch)) as influenced by sediment fertility and season. *Aquatic Botany* 86: 236-242
49. Moss B., 1998. *Ecology of fresh waters*. 2nd Edn. Man & Medium. Blackwell Scientific, Oxford, 1-400.
50. Moya, B., Hernandez, A., Borrell, H.E. 2005. Los Humedales ante el cambio climático. *Investigaciones Geograficas* 37:127-132.
51. Muhammetoglu A., Soyupak S., 2000. A three dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes. *Ecological Modelling* 133: 161-180
52. Mulsow S., Grandjean M., 2006. Incompatibility of sulphate compounds and soluble bicarbonate salts in the Río Cruces waters: an answer to the disappearance of *Egeria densa*

and black-necked swans in a RAMSAR sanctuary. *Ethics in Science and Environmental Politics* 2006: 5-11

53. Muñoz-Pedreiros A., 2003. Guía de los humedales del río Cruces. CEA Ediciones.
54. Ramírez C., Carrasco E., Mariani S., Palacios N., 2006. La desaparición del Luchecillo (*Egeria densa*) del santuario del río Cruces (Valdivia, Chile): una hipótesis plausible. *Ciencia & Trabajo* 20:79-86
55. Ramsar., 1999. Los humedales y el cambio climático: Examen de la colaboración entre la Convención de los Humedales (Ramsar, Iran 1971) y la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (IUCN, the World Conservation Union).
56. Roberts D.E., Church A.G., Cummins S.P., 1999. Invasion of *Egeria* into the Hawkesbury-Nepean river, Australia. *J. Aquat. Plant Manage.* 37: 31-34
57. Saldivia M.A., 2005. Determinación de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb y Zn) en hígado y rífon de cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), Luchecillo (*Egeria densa*), sedimento y agua, recolectados en el Santuario de la naturaleza Carlos Anwandter y humedales adyacentes a la provincia de Valdivia. Tesis de grado para optar al título de Químico farmacéutico. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Valdivia-Chile.
58. Schauer I., Hupfer M., Brüggemann R., 2006. Sensitivity analysis whit a phosphorus diagenesis model (SPIEL). *Ecological Modelling* 190: 87-98
59. Scheffer M., 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London, 0-357.
60. Scheffer M., Van Ness E., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584: 455-466
61. Søndergaard M., Jensen J., Jeppesen E., 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The ScientificWorld* 1: 427-442
62. Søndergaard M., Jensen J., Jeppesen E., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506-509: 135-145.

63. Valenzuela F., Espinoza G., 2007. Gestión público-privada para la conservación de la biodiversidad: Experiencia en el Salar del Huasco, región de Tarapacá, Chile. En: Castro M., Fernández L (Ed.), Gestión Sostenible de Humedales. LOM Chile.
64. Van der Welle M.E.W., Smolders A.J.P., Op Den Camp H.J.M., Roelofs J.G.M., Lamers L.P.M., 2007. Biogeochemical interactions between iron and sulphate in freshwater wetlands and their implications for interspecific competition between aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 52: 434-447
65. Van Nes E.H., Rip W.J., Scheffer M., 2007. A theory for cyclic shifts between alternative states in shallow lakes. *Ecosystems* 10:17-27
66. Wang N., Mitsch W.J., 2000. A detailed ecosystem model of phosphorus dynamics in created riparian wetlands. *Ecological Modelling* 126: 101-130
67. Wetzel R.G., 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, Third Edition, 850 pp.
68. Yarrow M., Marín V.H., Finlayson M., Tironi A., Delgado L.E., Fischer F., 2009. The ecology of *Eeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales). A wetland ecosystem engineer?. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 299-313
69. Yurukova L., Kochev K., 1994. Heavy metal concentrations in freshwater macrophytes from the Aldomirovsko swamp in the Sofia district, Bulgaria. *Bull. Environmental Contamination and Toxicology* 52: 627-632

8. ANEXO

8.1 Ecuaciones del modelo dinámico del flujo del fósforo en el humedal río Cruces para el año 1996 (sistema natural)

$P_{\text{agua}}(t) = P_{\text{agua}}(t - dt) + (\text{ingreso} - \text{sedimentacion} - \text{absorcion}) * dt$
INIT P_agua = 50.6

INFLOWS:

ingreso = resuspension_P + flujo_de_entrada_de_P

OUTFLOWS:

sedimentacion = P_agua * Tasa_sedimentacion

absorcion = IF (P_agua > 1) THEN (P_Egeria * tasa_abs_1) ELSE (P_Egeria * tasa_abs_2)

$P_{\text{Egeria}}(t) = P_{\text{Egeria}}(t - dt) + (\text{absorcion} - \text{mortalidad}) * dt$

INIT P_Egeria = 6279

INFLOWS:

absorcion = IF (P_agua > 1) THEN (P_Egeria * tasa_abs_1) ELSE (P_Egeria * tasa_abs_2)

OUTFLOWS:

mortalidad = tasa_mortalidad * P_Egeria

$P_{\text{sedimentos}}(t) = P_{\text{sedimentos}}(t - dt) + (\text{sedimentacion} + \text{descomposicon} - \text{resuspension}_P) * dt$

INIT P_sedimentos = 0.1012

INFLOWS:

sedimentacion = P_agua * Tasa_sedimentacion

descomposicon = tasa_descomposicion * mortalidad

OUTFLOWS:

resuspension_P = P_sedimentos * tasa_resuspension

tasa_abs_1 = 0.3

tasa_abs_2 = 0.000196

tasa_descomposicion = 0.0018

tasa_mortalidad = 0.005

tasa_resuspension = 0.0036

Tasa_sedimentacion = 0.02

flujo_de_entrada_de_P = GRAPH(TIME)

(1.00, 2.19), (73.9, 3.32), (147, 7.00), (220, 155), (293, 41.0), (366, 3.72), (438, 3.32), (511, 24.5), (584, 155), (657, 41.0), (730, 3.72)

8.2 Ecuaciones del modelo dinámico del flujo del fósforo en el humedal río Cruces para el año 2005 (sistema intervenido)

$Fe_agua(t) = Fe_agua(t - dt) + (ingreso_Fe - sedimentación_Fe) * dt$

INIT Fe_agua = 31993.12

INFLOWS:

$ingreso_Fe = flujo_de_entrada_de_Fe$

OUTFLOWS:

$sedimentación_Fe = Fe_agua * tasa_de_sedimentacion_Fe$

$Fe_sedimento(t) = Fe_sedimento(t - dt) + (sedimentación_Fe) * dt$

INIT Fe_sedimento = 84.12825

INFLOWS:

$sedimentación_Fe = Fe_agua * tasa_de_sedimentacion_Fe$

$P_agua(t) = P_agua(t - dt) + (ingreso - sedimentacion_P - absorcion) * dt$

INIT P_agua = 50.6

INFLOWS:

$ingreso = resuspension_P + flujo_de_entrada_de_P$

OUTFLOWS:

$sedimentacion_P = P_agua * Tasa_sedimentacion$

$absorcion = IF (P_agua > 1) THEN (P_Egeria * tasa_abs_1) ELSE (P_Egeria * tasa_abs_2)$

$P_Egeria(t) = P_Egeria(t - dt) + (absorcion - mortalidad) * dt$

INIT P_Egeria = 600

INFLOWS:

$absorcion = IF (P_agua > 1) THEN (P_Egeria * tasa_abs_1) ELSE (P_Egeria * tasa_abs_2)$

OUTFLOWS:

$mortalidad = tasa_mortalidad * P_Egeria$

$P_sedimentos(t) = P_sedimentos(t - dt) + (sedimentacion_P + descomposicion - resuspension_P) * dt$

INIT P_sedimentos = 0.1012

INFLOWS:

sedimentacion_P = P_agua*Tasa_sedimentacion

descomposicion = tasa_descomposicion*mortalidad

OUTFLOWS:

resuspension_P

=

IF(Fe_sedimento/P_sedimentos>15)THEN(P_sedimentos*tasa_resuspension_2)ELSE(P_sedimentos*tasa_resuspension_1)

flujo_de_entrada_de_Fe = 654.63

flujo_de_entrada_de_P = 41.989536

tasa_abs_1 = 0.3

tasa_abs_2 = 0.000196

tasa_descomposicion = 0.0018

tasa_de_sedimentacion_Fe = 0.02

tasa_mortalidad = 0.005

tasa_resuspension_1 = 0.0036

tasa_resuspension_2 = 0.00001

Tasa_sedimentacion = 0.02