

	P	SN	C	Z/L	MEDIA (w)
P	0.24	0.36	0.13	0.36	0.27
SN	0.24	0.36	0.53	0.29	0.36
C	0.48	0.18	0.27	0.29	0.31
Z/L	0.05	0.09	0.07	0.07	0.07

Índice

	Páginas
INDICE.....	i
RESUMEN.....	iv
LISTA DE ABREVIACIONES.....	v
AGRADECIMEINTOS.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABLAS.....	ix
1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1. Eutrofización	2
1.2. Particularidades de lagos someros	2
1.3. Procesos biogeoquímicos en sistemas acuáticos	2
1.4. Evaluación de las estrategias de control de nutrientes	3
1.5. Una aproximación para evaluar estrategias de manejo	4
2. OBJETIVO GENERAL	5
3. ANTECEDENTES DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	5
4. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS.....	7
5. CAPITULO 1: EFECTOS DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DOMINADO POR PLANTAS FLOTANTES LIBRES EN LA REHABILITACIÓN DEL LAGO RODÓ	8
5.1. Introducción.....	9
5.1.1. Los múltiples estados estables en lagos someros.....	9
5.1.2. Estrategias de control de la carga de nutrientes.....	10
5.1.3. Enfoque metodológico.....	10
5.2. Objetivos específicos.....	11
5.3. Metodología	11
5.3.1. Caracterización fisicoquímica del lago y los humedales.....	11
5.3.2. Comunidad de hidrófitas.....	12
5.3.3. Balance de nutrientes entre compartimentos.....	13
5.4. Resultados.....	13
5.4.1. Comparación entre manipulaciones hidrológicas.....	13
5.4.2. Comparación entre el lago y los humedales	15
5.4.3. Evolución de la carga de nutrientes del sedimento	17
5.4.4. Análisis de la comunidad de hidrófitas.....	18
5.4.5. Capacidad de remoción de nutrientes de la comunidad de hidrófitas.....	20
5.4.6. Concentración de nutrientes en el lago y los humedales	24
5.5. Discusión.....	25
5.5.1. Manipulaciones hidrológicas.....	25
5.5.2. Manipulación hidrológica vs. biomanipulación	26
5.5.3. Funcionamiento del lago y los humedales.....	26
5.5.4. La comunidad de hidrófitas	27
5.5.5. La remoción de nutrientes	28
5.5.6. Eficiencia del sistema de remoción de nutrientes	29
5.5.7. Consideraciones para el manejo del sistema	29

5.6. Conclusiones.....	30
6. CAPÍTULO 2: INCORPORACIÓN DE NUTRIENTES DE <i>E. crassipes</i> y <i>S. intermedia</i>	31
6.1. Introducción	32
6.2. Objetivo específico.....	33
6.3. Metodología	33
6.4. Resultados.....	35
6.4.1. Experimento de invierno de 2001.....	35
6.4.2. Experimento de primavera de 2001.....	37
6.4.3. Experimento de verano de 2002.....	39
6.4.4. Experimento de otoño de 2002.....	41
6.5. Discusión.....	43
6.6. Conclusiones.....	47
7. CAPÍTULO 3: CARACTERIZACIÓN DEL SEDIMENTO DEL LAGO RODÓ.....	48
7.1. Introducción.....	49
7.2. Objetivo específico.....	50
7.3. Metodología	50
7.3.1. Demanda Total de oxígeno.....	50
7.3.2. Fraccionamiento de fósforo del sedimento y Fe total.....	52
7.3.3. Determinación experimental del flujo de fósforo del sedimento con y sin aislamiento químico.....	53
7.4. Resultados.....	54
7.4.1. Caracterización del sedimento y demanda total de oxígeno	54
7.4.2. Fraccionamiento de fósforo del sedimento.....	56
7.5. Discusión.....	58
7.5.1. Demanda Total de oxígeno	58
7.5.2. Fraccionamiento de fósforo.....	60
7.5.3. Flujo de fósforo del sedimento con y sin aislamiento químico	61
7.6. Conclusiones.....	63
8. CAPÍTULO 4: DETERMINACIÓN DE LOS MANEJOS ALTERNATIVOS DEL SISTEMA.....	64
8.1. Introducción.....	65
8.1.1. Estrategias de manejo de la carga interna de nutrientes	65
8.1.2. Evaluación de alternativas de manejo	66
8.2. Objetivo específico	68
8.3. Metodología.....	68
8.4. Resultados.....	70
8.4.1. Elección de criterios.....	70
8.4.2. Ponderación de criterios.....	71
8.4.3. Elección de alternativas.....	71
8.4.4. Valoración de los criterios.....	73
8.4.5. Transformación de criterios.....	73
8.4.6. Matriz de decisión y cálculo de la aptitud de las medidas de manejo.....	76
8.4.7. Evaluación de alternativas.....	76

8.5. Discusión.....	77
8.5.1. Ventajas y desventajas del tratamiento con FeCl ₃	78
8.5.2. Ventajas y desventajas de los regímenes hidrológicos.....	78
8.5.3. Recomendaciones para el programa de restauración.....	79
8.6. Conclusiones.....	80
9. BIBLIOGRAFÍA.....	81
ANEXO I. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LAS VARIABLES FISICOQUÍMICAS DURANTE LAS 3 MANIPULACIONES HIDROLÓGICAS	88
ANEXO II. DIVERSIDAD Y PRODUCTIVIDAD DE LA COMUNIDAD DE HIDRÓFITAS.....	97
ANEXO III. PROTOCOLO DE FRACCIONAMIENTO DE FÓSFORO	103

RESUMEN

El proceso de eutrofización es el enriquecimiento natural o artificial de nutrientes de los cuerpos de agua y es el principal problema de contaminación acuática en el mundo y nuestro país. Sus consecuencias son la proliferación de fitoplancton potencialmente tóxico y de plantas acuáticas, simplificación de la trama trófica, mortandad de peces y pérdida de valores para la conservación y usos humanos. La hipótesis de los estados estables sostiene que los lagos someros pueden presentar dos estados alternativos dentro de un amplio rango de nutrientes, uno de aguas transparentes dominado por hidrófitas y otro de agua turbia dominado por fitoplancton. La reversión a un estado de agua clara se logra combinando la reducción de nutrientes (carga interna y externa) y la manipulación de las comunidades biológicas. El objetivo de la Tesis es analizar los resultados del programa de restauración y de experimentación, para determinar las alternativas de control de la carga de nutrientes del Lago Rodó, combinando estrategias hidrológicas, biológicas y químicas.

El lago Rodó es un lago artificial, somero (prof. máx. 2.5m) y pequeño (1.3 ha), ubicado en un parque urbano de Montevideo (35°55' S, 56°10' W), el cual vierte sus aguas al Río de la Plata luego de atravesar humedales artificiales con hidrófitas flotantes. El lago es hipereutrófico y presenta excesivo desarrollo de fitoplancton potencialmente tóxico, deterioro estético. Para revertir la situación se removieron ca. 1 m de sedimento y las entradas pluviales. La insipiente mejoría condujo a implementar un programa experimental de restauración, que se desarrolló desde 1997 al 2000 y consistió en el manejo hidrológico (bombeo de agua subterránea, recirculación entre humedales y el lago, y aislamiento hidrológico) y biomanipulación (remoción de peces omnívoros-planctívoros e introducción de peces piscívoros nativos). Posteriormente se realizaron estudios experimentales para caracterizar la carga interna de fósforo del sedimento (fraccionamiento de fósforo, flujo de fósforo del sedimento y capacidad de secuestro de fósforo con Cl_4Fe), la demanda total de oxígeno del sedimento y la eficiencia de remoción de nutrientes por las hidrófitas (experimentos estacionales con *E. crassipes* y *S. intermedia*). La elección de las alternativas de manejo se realizó mediante un análisis multicriterio en el que se combinaron los resultados experimentales, el costo económico y la factibilidad implementación de las medidas de manejo. Dicho análisis permitió disminuir la información requerida para la toma de decisiones, eliminar alternativas inefectivas y balancear los costos económicos y los efectos sobre la calidad del agua.

Los resultados sugirieron que el aislamiento hidrológico debe ser evitado y que la recirculación es el régimen más eficiente si se realiza la cosecha rigurosa de hidrófitas de los humedales. Estos transformaron los nutrientes, reteniendo las fracciones particuladas y liberando formas disueltas. La cosecha fue eficiente para remover nutrientes del agua e insuficiente para el sedimento. *Eichhornia crassipes* presentó la máxima incorporación de nutrientes en meses cálidos, seguida de *Spirodela intermedia* en invierno. La combinación de ambas especies maximiza la remoción durante todo el año. El reciclaje de la carga interna de fósforo está regulado por la materia orgánica fitoplanctónica y el NO_3 del agua subterránea, que favorece la actividad microbiana y evita la acumulación de materia orgánica. El sedimento se comporta como fuente o reservorio de fósforo dependiendo de su concentración en el agua, por lo que el enriquecimiento con FeCl_3 aumentaría la retención de fósforo si el $\text{Eh} > 250$ mV. Las alternativas de manejo seleccionadas a partir del análisis multicriterio fueron (en orden de importancia): $\text{FeCl}_3 + \text{NO}_3$; $\text{FeCl}_3 + \text{NO}_3$ + recirculación; recirculación; recirculación + NO_3 durante la noxia. La elección final de alternativas estará a cargo de la municipalidad y dependerá del objetivo de reducir la carga interna o únicamente inmovilizarla y del costo de implementación y mantenimiento.

LISTA DE ABREVIACIONES

Profundidad del disco de Secchi - DS
Temperatura - T
Oxígeno disuelto - OD
Conductividad - K
Sólidos suspendidos - SES
Fósforo reactivo soluble -FRS
Fósforo total - PT
Nitrato - NO_3
Amonio - NH_4
Nitrógeno total - NT
Silicato - SRS
Clorofila a - Cla a
Nitrógeno - N
Fósforo - P
Demanda de oxígeno del sedimento - DOS
Fósforo no reactivo soluble - FNRS
Homocedasticidad de varianza - HC
FRS extraído con NH_4Cl - NH_4Cl -FRS
FRS extraído con Ditionita - D-FRS
FNRS extraído con Ditionita - D-FNRS
FRS extraído con NaOH - NaOH-FRS
FNRS extraído con NaOH - NaOH-FNRS
FRS extraído con HCl - HCl-FRS

AGRADECIMIENTOS

A mi orientador el Dr. Néstor Mazzeo

A los miembros del tribunal

A la IMM, a la CSIC y al CONICYT por hacer posible la duración en el tiempo de estos estudios

A mi familia, mis hermanos y sobrinos y también a mi gran cuñado, pero muy especialmente a mi madre por enseñarme a trabajar y reír

A Pablo

A mis amigos silvestres con quienes me identifico más que con nadie

A la Maestría de Ciencias Ambientales, que me dio la oportunidad que siempre busque, en especial a Panario y por supuesto a mis compañeros de generación a quienes extraño mucho

A Mariana y Diego (Fruti) por su invaluable colaboración y soportar mi mal humor durante el fraccionamiento de fósforo

Al Memo por su ayuda con el capítulo del sedimento

A Carla y Gige que fueron mis primeras y eternas compañeras de trabajo en Limnología

Al resto de mis compañeros de Limnología que crean un muy buen ambiente de trabajo, Meche, Lizet, Rafa, Cara, Flavio, Checho, Come, Luis, Silvia, Valeria, Leti, Felo y a los que están volviendo y a los más nuevos que se integran al trabajo

A Daniel

Y muy especialmente a Javier Gorga, quien me enseñó que se puede trabajar riendo y fue mi otro gran orientador

LISTA DE FIGURAS

Página

1. Mapa del Lago Rodó. Se indican las estaciones de muestreo de parámetros y variables fisicoquímicas (1, 2 y 3) y los humedales recubiertos de hidrófitas (estanques 1, 2 y 3). Las flechas rojas indican la circulación durante el suministro de agua subterránea y las negras durante el sistema de recirculación.....	6
2. Secuencia temporal de los experimentos de manipulación hidráulica del lago, períodos de crecimiento de las hidrófitas y programa de cosechas.....	7
3. Variación temporal de la materia orgánica y la carga interna de nutrientes en los 2 cm superficiales del sedimento del lago. Se indican los valores promedio y el error estándar.....	17
4. Variación temporal de la biomasa total (A) y específica (B), se indican las especies que superaron el 5% de la biomasa total la mayor parte del año. Se indica la biomasa cosechada expresada en kg de peso seco. Los valores graficados corresponden a la media y el error estándar.....	19
5. Variación temporal de la concentración de N y P en la biomasa de <i>E. carassipes</i> y <i>S. intermedia</i> . Se indica la concentración media mensual y el error estándar.....	20
6. Variación del contenido de N y P en la biomasa total y en las hidrófitas que superaron el 5% de la biomasa total la mayor parte del año. Se indican los valores medios mensuales y el error estándar.....	21
7. Incorporación de nutrientes de la biomasa total de la comunidad, de <i>E. carassipes</i> y <i>S. intermedia</i> . Los valores graficados indican la media mensual y el error estándar.....	23
8. Concentración de nitrógeno y fósforo en el lago y los humedales.....	24
9. Dispositivos utilizados en los experimentos de incorporación de nutrientes de las hidrófitas.....	33
10. Variables y parámetros fisicoquímicos de los tratamientos del experimento de asimilación de invierno. Las barras indican el error estándar.....	36
11. Variación temporal de los parámetros y variables fisicoquímicas en el experimento de incorporación de nutrientes de primavera. Las barras indican el error estándar.....	38
12. Parámetros y variables fisicoquímicas en los tratamientos del experimento de incorporación de nutrientes de verano. Las barras muestran el error estándar.....	40
13. Variación temporal de las variables y parámetros fisicoquímicos en el experimento de incorporación de nutrientes de otoño.....	42
14. Incorporación de FRS y NO ₃ por las hidrófitas en las 4 estaciones del año, calculado como la pendiente de una regresión lineal de la variación temporal de la concentración en el agua de cada réplica. Las regresiones no significativas se tomaron como incorporación 0. Se indican los valores medios y errores estándar.....	44
15. Experimento de demanda de oxígeno del sedimento. Se observa el respirómetro conectado herméticamente al corer, el censor de oxígeno y el sistema de agitación.....	51
16. Contenido de materia orgánica del sedimento del lago. Valores medios y desvío estándar.....	54

17. Perfil del potencial de óxido-reducción en el agua sobrenadante y el sedimento.....	54
18. Demanda de oxígeno del sedimento en cada época del año analizada.....	55
19. Perfil de concentraciones de las fracciones de fósforo en el sedimento. Al costado de las barras se indica la concentración de PT.....	56
20. Se presenta el esquema jerárquico de evaluación de alternativas seguido en el procedimiento multicriterio.....	69
21. Transformación de los criterios a unidades de Utilidad.....	75
22. Representación de la aptitud de cada alternativa menos la aptitud promedio de todas las alternativas.....	77
23. Variación temporal y espacial de la profundidad del disco de Secchi (A) y la temperatura del agua (B) en el lago. La línea verde indica el valor promedio de transparencia previo a la restauración según Sommaruga (1991). ANEXO II.....	89
24. Variación temporal y espacial de la conductividad (A) y el pH (B) en el lago y los estanques. ANEXO II.....	90
25. Variación temporal y estacional del contenido de materia orgánica del material en suspensión (A) y la alcalinidad (B) en el lago y los estanques. ANEXO II.....	91
26. Concentración de sólidos en suspensión (A) y clorofila a (B) en el lago y los estanques y su variación en el tiempo. ANEXO II.....	92
27. Variación estacional y espacial de la concentración de nitrato (A) y nitrógeno total (B) en el lago y los estanques. ANEXO II.....	93
28. Concentración de nitrito (A) y amonio (B) en el lago y los estanques, y su variación durante los diferentes tratamientos hidrológicos. ANEXO II.....	94
29. Variación estacional y temporal de la concentración de fósforo reactivo soluble (A) y fósforo total (B) en el lago y los estanques, y del oxígeno disuelto en el fondo del lago (A).ANEXO II.....	95
30. Variación temporal de la concentración de sílice reactivo soluble en el lago y los estanques asociados.ANEXO II.....	96
31. Variación temporal del Índice de Shannon. Se indican los valores medios mensuales y el error estándar.ANEXO III.....	98
32. Producción de biomasa de las hidrófitas de los humedales, se presenta la producción total de la comunidad (A) y la de las 3 especies más abundantes (B).ANEXO III.....	99
33. Curvas de crecimiento lineal y cuadrática de las especies más abundantes y la biomasa total. Se presenta la ecuación de regresión lineal en la fase de crecimiento lineal. ANEXO III.....	100

LISTA DE TABLAS

Página

I. Datos morfométricos del Lago Rodó y los humedales asociados (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> en prensa).....	5
II. Principales características del Lago Rodó previo a la remoción de sedimentos, datos tomados de Sommaruga(1995).....	6
III. Distribución de las transectas y réplicas de frecuencia y biomasa tomadas en cada estanque.....	12
IV. Valores medios y rango de los parámetros fisicoquímicos en el lago durante el suplemento de agua subterránea, recirculación de agua y aislamiento hidrológico, valores promedio entre superficie y fondo (el % de saturación de O ₂ se desglosa para ambas profundidades).....	14
V. Media y rango de la relación NT/PT en el lago y los estanques, promediados los valores de superficie y fondo y de los estanques 2 y 3.....	15
VI. Valores medios y rango de los parámetros fisicoquímicos de los humedales durante el suplemento de agua subterránea, recirculación y aislamiento hidrológico. Valores promediados de los estanques (estaciones 2 y 3). nd=valores no detectables por la metodología.....	16
VII. Variación temporal de la concentración de N y P en las hidrófitas (%) y contenido de nutrientes en la comunidad gm ⁻² . Se indica la media y el error estándar (n=3), los meses sin valores corresponden a la ausencia de dicha especie.....	22
VIII. Resultado de los ANOVAs de 2 vías (con medidas repetidas) para todas las variables fisicoquímicas del experimento de invierno de 2001. En azul se indican las variables que no presentaron diferencias significativas.....	35
IX. Resultados estadísticos del ANOVA de 2 vías (medidas repetidas) del experimento de primavera de 2001. La ausencia de diferencias significativas se presentan en azul.....	37
X. Resultados estadísticos (ANOVA de 2 vías, medidas repetidas) del experimento de verano de 2001. La ausencia de significancia se presentan en azul.....	41
XI. Resultados estadísticos (ANOVA de 2 vías, medidas repetidas) del experimento de otoño de 2001. La ausencia de significancia se presentan en azul.....	43
XII. Concentración media de fósforo (mgL ⁻¹) en los tratamientos con y sin FeCl ₃ , con diferentes concentraciones iniciales de fósforo, porcentaje de liberación (amarillo) y de fijación (verde) de fósforo del sedimento a partir de la concentración inicial.....	58
XIII. Matriz de ponderación del AHP. La ponderación se realiza combinando de a dos criterios y asignándoles un valor de importancia en la escala del 1 al 9.....	71
XIV. Matriz de decisión sin transformar los criterios.El color rojo corresponde a los valores medios registrados durante el régimen hidrológico correspondiente, los azules son valores esperados luego de la aplicación de la alternativa, el color verde indica los valores obtenidos durante la fase de agua clara de la recirculación, el violeta indica valores mínimos obtenidos durante el suministro de agua subterránea, el marrón corresponde a valores recomendados en la bibliografía, el rosado es el máximo valor registrado en el fondo del lago.....	73

XV. Costo de implementación y mantenimiento de las medidas seleccionadas en dólares americanos.....	74
XVI. Matriz de decisión y determinación de la aptitud de cada alternativa (S). Se presenta la ponderación de los criterios (w) y los valores transformados de los mismos.....	76

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Eutrofización

El proceso de eutrofización es el enriquecimiento natural o artificial de nutrientes de los cuerpos de agua, principalmente de nitrógeno y fósforo (National Academy of Science 1969). Dicho proceso se ha acelerado y expandido a muchos sistemas acuáticos debido al intenso e inadecuado uso de la tierra, utilización de fertilizantes, vertimiento de efluentes industriales y urbanos, etc. Actualmente la eutrofización es la principal causa de contaminación de los sistemas acuáticos continentales y su control es un problema social mundialmente reconocido (Carpenter *et al* 1998), siendo el principal condicionante de calidad de aguas en nuestro país (Conde y Sommaruga 1999).

Los efectos ecológicos de la eutrofización son la excesiva proliferación de fitoplancton y de plantas acuáticas, la simplificación de la trama trófica y en casos extremos, la presencia de especies de cianobacterias tóxicas, mortandad de peces (Moss *et al.* 1996, Moss 1998) y pérdida de biodiversidad (Moss 1996). De esta manera, los ambientes acuáticos se deterioran gradualmente disminuyendo su valor para la conservación de biodiversidad y afectando los usos humanos como consumo de agua potable, recreación y producción de especies comerciales, entre otros. Como resultado los ecosistemas acuáticos pierden resiliencia y se vuelven más vulnerables frente a perturbaciones naturales o antrópicas (Scheffer *et al* 2001, Carpenter y Cottingham 2001).

1.2. Particularidades de lagos someros

Los lagos someros se caracterizan por su escasa profundidad (profundidad media < a 4-6 m), una mayor proporción del volumen de agua en contacto con el sedimento y una mayor relación de la zona litoral con la superficie de agua (Wetzel 1975). Estas características morfométricas permiten que la luz alcance mayor proporción del fondo, facilitando el establecimiento de hidrófitas en gran parte del lago (Moss 1982) y que la acción del viento resuspenda los sedimentos (Scheffer 1998). De esta manera la zona litoral y el sedimento adquieren gran relevancia tanto en el reciclaje de nutrientes, como en la estructura de la trama trófica.

Los procesos de eutrofización en lagos someros han recibido gran atención en los últimos años, promoviendo el desarrollo de un robusto cuerpo teórico sobre su funcionamiento en un gradiente de enriquecimiento de nutrientes. La hipótesis de los estados estables alternativos (Scheffer 1990; Scheffer *et al.* 1993) postula que los lagos someros pueden tener dos estados dentro de un amplio rango de nutrientes: un estado de **agua clara** dominado por plantas acuáticas, con baja biomasa algal y elevada transparencia, y un estado de **aguas turbias** dominado por fitoplancton. Cada estado estable tiene mecanismos de autoperpetuación (Moss 1996) que le confieren resiliencia frente a cambios ambientales como modificaciones de la carga de nutrientes o de la estructura de las comunidades (Scheffer 2001).

1.3. Procesos biogeoquímicos en sistemas acuáticos

En sistemas muy productivos, ya sean dominados por fitoplancton o hidrófitas, la descomposición de materia orgánica consume grandes cantidades de oxígeno. De esta manera se desarrolla una fuerte anoxia o hipoxia en el sedimento y la columna de agua, y una abrupta disminución del potencial de oxidorreducción (Eh), alcanzando valores menores a los -100 mV (Wetzel 1981). El oxígeno es el agente oxidante por excelencia utilizado por las bacterias descomponedoras, pero una vez que este se agota ($1-3 \text{ mg l}^{-1}$), el sustituto inmediato es el NO_3 (Vymazal 1995). A niveles de Eh menores a 250 mV, los complejos férricos que precipitan adsorbiendo el fósforo en el sedimento se reducen, solubilizándose en el agua y liberando el fósforo (Moss 1982). Sin embargo, en condiciones donde existe un suministro continuo de NO_3

si el oxígeno se agota éste es capaz de mantener el Eh mayor a los 250 mV, previniendo la liberación de Fósforo reactivo soluble (FRS) (Golterman 1984). A su vez, durante la mineralización de la materia orgánica se liberan sus componentes elementales en formas simples, dando como resultado un aumento de la concentración de carbono inorgánico disuelto y NH_4 .

La alternancia de condiciones oxidantes y reductoras, ya sea temporal debido a la fotosíntesis y respiración nocturna, o espacial entre la rizósfera oxigenada y el sedimento anóxico, maximizan los procesos de denitrificación (Vymazal 1995). De esta manera, el NH_4 liberado durante la mineralización de la materia orgánica se oxida a NO_3 en presencia de oxígeno, este difunde rápidamente debido a su alta solubilidad y al volver a una zona anóxica es denitrificado a nitrógeno molecular (N_2) el cual se pierde rápidamente a la atmósfera. El proceso de denitrificación es absolutamente mediado por bacterias y es la causa principal de la pérdida de nitrógeno en humedales (Mitsch y Gosselink 1986) y lagos (Moss 1982). En ciertos casos, la excesiva producción de NH_4 en condiciones muy reductoras, podría volver insuficientes la capacidad oxidante del sistema provocando la acumulación de NH_4 o interrumpiendo la nitrificación en el paso de oxidación a NO_2 , favoreciendo su liberación.

1.4. Evolución de las estrategias de control de nutrientes

Debido a que la principal causa de deterioro de los ecosistemas acuáticos es la eutrofización, el control de la carga de nutrientes parece la solución más adecuada para volver los ecosistemas a estados de menor eutrofia. En respuesta a esto se generaron programas de control de la carga externa de nutrientes a través de la disminución de las entradas puntuales, como efluentes industriales y urbanos. Para esto se desarrollaron eficientes sistemas de tratamiento de efluentes (Moss 1996) que disminuyen la entrada de materia orgánica, la demanda de oxígeno y en los casos más efectivos reducen la carga de nitrógeno y fósforo (tratamiento terciario). Sin embargo, esta medida no es suficiente para disminuir por sí sola los procesos de eutrofización, debido al gran reservorio de nutrientes que se acumula principalmente en los sedimentos. En tal sentido, comenzaron a desarrollarse técnicas de control de la carga interna del sedimento, que incluyen desde la remoción del mismo, oxigenación del hipolimnion para mantener el fósforo insoluble y evitar su difusión al agua, hasta técnicas de aislamiento físico (sellando el sedimento con materiales aislantes) o químico (con sustancias que secuestran al fósforo formando compuestos insolubles) (Eiseltová 1994).

Pese al desarrollo tecnológico que esto significó, el costo de implementación y la interferencia con otros usos (conservación y recreación) los torna inviables en algunos sistemas acuáticos. En otros casos estas medidas no fueron suficientes para mejorar la calidad del agua, especialmente en cuencas agrícolas debido a la contaminación difusa. De esta manera se desarrollaron nuevas políticas de control de la carga externa de nutrientes, pero esta vez atacando las entradas difusas (Moss 1996) como ser el agua de escorrentía superficial, subsuperficial o de cauces de agua que drenan cuencas con intenso uso de fertilizantes. En esta nueva perspectiva se desarrollaron técnicas de construcción de humedales artificiales, en las cuales se combina la manipulación hidrológica, el manejo de la comunidad de hidrófitas y métodos de aislamiento físico y químico del sedimento (Weisner *et al.* 1994, Siegfried *et al.* 1994).

El manejo de la comunidad de hidrófitas mediante cosecha mecánica, es una medida de control de la carga interna de nutrientes, ampliamente utilizada en tratamiento de aguas residuales para remover fósforo y nitrógeno (Záková 1994), y más recientemente en efluentes de plantas de celulosa (Dellarossa *et al.* 2001). Los mecanismos implicados en la remoción de nutrientes consisten en: asimilación por hidrófitas; sedimentación, adsorción y precipitación de fósforo; y denitrificación y volatilización de amonio (DeBusk

y Reddy 1987; Weisner *et al.* 1994). En zonas templadas se cosechan principalmente plantas sumergidas que juegan un rol clave en la reducción de la biomasa algal, a través de la competencia por nutrientes con el fitoplancton y otros complejos mecanismos físicos, químicos y biológicos (Scheffer 1998). Sin embargo, los lagos tropicales y subtropicales pueden además sustentar importantes biomásas de plantas flotantes libres (*Pistia stratiotes* L. y *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) con densos sistemas radiculares que actúan como filtro, reteniendo el material particulado en suspensión (Poi de Neiff *et al.* 1994; Maine *et al.* 1999; Kim y Kim 2000) y disminuyen la luz y los nutrientes disponibles para el fitoplancton. En estos sistemas los programas de cosecha de hidrófitas se asocian principalmente a plantas flotantes libres.

Actualmente, se reconoce que el éxito de los programas de restauración de sistemas eutróficos depende de la capacidad de reducir la carga de nutrientes, para facilitar el pasaje de un estado turbio a un estado de agua clara (Moss 1990, 1996; Jeppesen 1998; Scheffer 1998). Sin embargo, se constató que en lagos someros la reducción de la carga de nutrientes no es suficiente para generar cambios significativos en la calidad del agua, y esto está condicionado por el funcionamiento trófico de las comunidades presentes. Una vez que se establece un estado estable de agua turbia este se autoperpetúa, desarrollando un fenómeno de histéresis en el cual la concentración crítica de nutrientes para reestablecer un estado de agua clara es mucho menor a la carga de nutrientes que desencadenó el estado turbio (Scheffer *et al.* 1993). De esta manera, la restauración de lagos someros parece únicamente posible si la reducción de la carga de nutrientes es implementada en conjunto con técnicas de manipulación de las comunidades presentes (biomanipulación) (Kasprzak 1995).

Estas diversas tecnologías tienen sus consecuentes ventajas y desventajas dependiendo del tipo de ecosistema y los objetivos del programa de restauración, haciendo que se deba evaluar en cada caso las alternativas de manejo.

1.5. Una aproximación para evaluar estrategias de manejo

Durante los programas de restauración se deben manipular varios compartimentos clave del sistema, consistiendo generalmente en eventos de perturbación fuertes como ser la manipulación del régimen hidrológico, la eliminación de entradas puntuales de nutrientes o la manipulación de las comunidades biológicas. Los efectos de la manipulación deben ser evaluados a través de la experimentación, pero los procesos que se dan a escala ecosistémica no pueden ser analizados en pequeños sistemas artificiales, ya que alcanzan rápidamente niveles irreales de funcionamiento. Estas dificultades pueden ser sobrellevadas a través de la manipulación directa de ecosistemas enteros (Carpenter *et al.* 1998). La manipulación de ecosistemas es la experimentación de mayor extensión y menor grado de control sobre las variables ambientales (Lampert y Sommers 1997), y está más orientado a medir respuestas y su significancia ecológica que a probar hipótesis nulas (Carpenter *et al.* 1998). Sin embargo, este tipo de experimentación tiene grandes dificultades como la inexistencia de un verdadero control con el cual contrastar los efectos de la manipulación. En estos casos lo más adecuado es la comparación del sistema antes y después de la manipulación o sistemas con y sin manipulación (Lampert y Sommers 1997).

En los casos que se requiere información más detallada acerca de los mecanismos operantes de algunos procesos que se evalúan a nivel ecosistémico, la experimentación en condiciones artificiales de laboratorio o en el terreno constituyen un excelente complemento de información. Estos experimentos permiten elegir entre hipótesis contrastantes o simplemente proveen de medidas como la determinación de las tasas de asimilación de nutrientes de hidrófitas, que son parte esencial de un programa experimental más amplio diseñado para la puesta a prueba de hipótesis (Lampert y Sommer 1997). En este contexto, la combinación de la experimentación sobre la manipulación de procesos a nivel ecosistémico y sobre

procesos claramente delimitados dentro de un compartimiento del sistema dentro de un programa experimental abarcativo y adaptativo, aparecen como una alternativa adecuada para determinar políticas y medidas de manejo a gran escala (Scheffer 1998).

2. OBJETIVO GENERAL

Determinar el manejo más eficiente del Lago Rodó para mejorar la calidad del agua combinando técnicas biológicas, hidrológicas y químicas, evaluando su factibilidad de implementación.

3. ANTECEDENTES DEL AREA DE ESTUDIO

El lago Rodó es un lago artificial, localizado en uno de los parques urbanos más importantes de Montevideo, Uruguay (35°55' S, 56°10' W). Es un sistema pequeño (1.3 ha), somero con una profundidad máxima de 2.5 m, el que vierte sus aguas al Río de la Plata luego de atravesar 3 humedales artificiales dominados por hidrófitas flotantes libres (Fig. 1). La tabla I presenta los parámetros morfométricos del lago y los humedales asociados. El lago esta desprovisto de hidrófitas flotantes y carece de zona litoral vegetada, pero desde 1999 se ha desarrollado una importante población de plantas sumergidas (*Potamogeton pectinatus* L.) en la zona más profunda (Meerhoff 2002)(Estación 1, Fig. 1). El enriquecimiento de nutrientes y materia orgánica recibido de la cuenca ha determinado el proceso de eutrofización en el tiempo, siendo el excesivo desarrollo de fitoplancton potencialmente tóxico, el deterioro estético y la producción de malos olores las principales problemáticas (Scasso *et al.* 2001). Este proceso trajo como consecuencia una pérdida de los valores estéticos y recreacionales del Parque, afectando uno de los valores culturales más importantes de la capital del país.

Tabla I. Datos morfométricos del Lago Rodó y los humedales asociados (Rodríguez-Gallego *et al.* en prensa).

	Lago	Humedal 1	Humedal 2	Humedal 3
Área del lago (ha)	1.5	0.063	0.098	0.017
Área del espejo de agua (ha)	1.2	0.045	0.092	0.017
Profundidad media (m)	1.7	0.4	1.1	1
Profundidad máxima (m)	2.5	1	1.1	1
Volumen (m ³)	20794	181	1008	169
Largo máximo (m)	257	36	50	37.5
Ancho máximo (m)	75	33	24	4.5
Largo de línea de costa (m)	807	103	125	84
Desarrollo de línea de costa	2.1	1.3	1.2	1.8

A partir de 1996, se han aplicado varias técnicas de control de la carga de nutrientes como ser remoción de ca. 1 m de sedimentos y la eliminación de las entradas puntuales. Sin embargo, el lago mantuvo las características hipereutróficas, lo que determinó la necesidad de implementar un programa experimental de restauración (Scasso *et al.* 2001). La Tabla II resume las principales características del lago previo a la remoción del sedimento tomado de Sommaruga (1995).

Dicho programa se desarrolló desde 1997 a 2000 y consistió en el manejo hidrológico y biomanipulación. El manejo hidrológico contó con varias fases (Fig. 2), las cuales pueden considerarse experimentos únicos a escala ecosistémica según Carpenter *et al.* (1995). La primer etapa comenzó con el llenado del lago con agua subterránea, la cual se mantuvo como fuente de agua permanente hasta mediados de 1998 (**experimento bombeo de agua subterránea**). Sin embargo, debido a la excesiva concentración

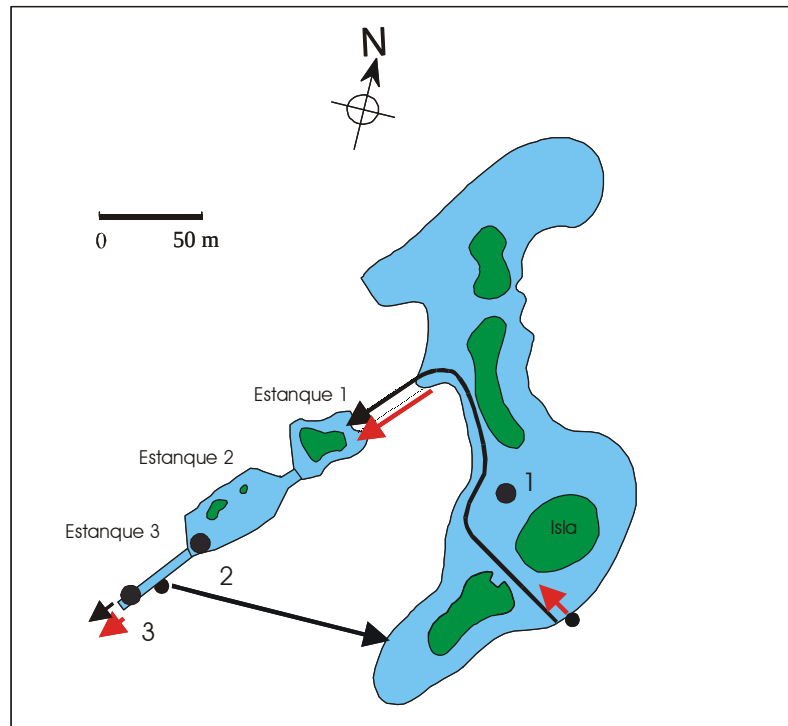


Fig. 1. Mapa del Lago Rodó. Se indican las estaciones de muestreo de parámetros y variables fisicoquímicas (1, 2 y 3) y los humedales recubiertos de hidrófitas (estanques 1, 2 y 3). Las flechas rojas indican la circulación durante el suministro de agua subterránea y las negras durante el sistema de recirculación.

de nutrientes de la misma, el sistema recuperó rápidamente un estado muy similar a la situación previa al vaciamiento. Por este motivo en julio de 1998 se eliminó el suministro subterráneo y se implementó un sistema de recirculación (**experimento de recirculación de agua**). En este, el agua que anteriormente se vertía al Río de la Plata era retornada al lago mediante bombeo luego de atravesar los 3 humedales artificiales (Fig. 1).

Tabla II. Principales características del Lago Rodó previo a la remoción de sedimentos, datos tomados de Sommaruga(1995).

Parámetros	Media	Rango
Temperatura (°C)	18.9	8.2-28.0
Saturación de oxígeno (%)	105	50-170
pH	8.4	8-9
Conductividad (μScm ⁻¹)	55.2	400-740
Transparencia (m)	0.20	0.15-0.30
PT (mg l ⁻¹)	0.43	0.16-1.0
NT (mg l ⁻¹)	2.90	1.10-4.7
NT/PT	8.5	1.6-15.0

Simultáneamente a la implementación del sistema de recirculación fueron introducidas *E. crassipes* y *P. stratiotes* a los humedales para aumentar su eficiencia a través un programa de cosecha. Dichas programa consistió en cosechas mensuales de *E. crassipes* desde octubre de 1998, la cual fue completamente removida en el otoño, dejando un inóculo para la siguiente estación de crecimiento. En invierno y primavera de 1999, *Spirodela intermedia* Koch fue cosechada quincenalmente. Finalmente, debido a las dificultades

de mantenimiento y reparación del sistema de bombas, a partir de julio de 1999 el lago permaneció aislado hidrológicamente (**experimento de aislamiento hidrológico**), es decir sin recirculación ni suministro de agua subterránea. Los efectos de la manipulación hidrológica sobre la comunidad fitoplanctónica del Lago Rodó se encuentran detallados en Kruk (2001).

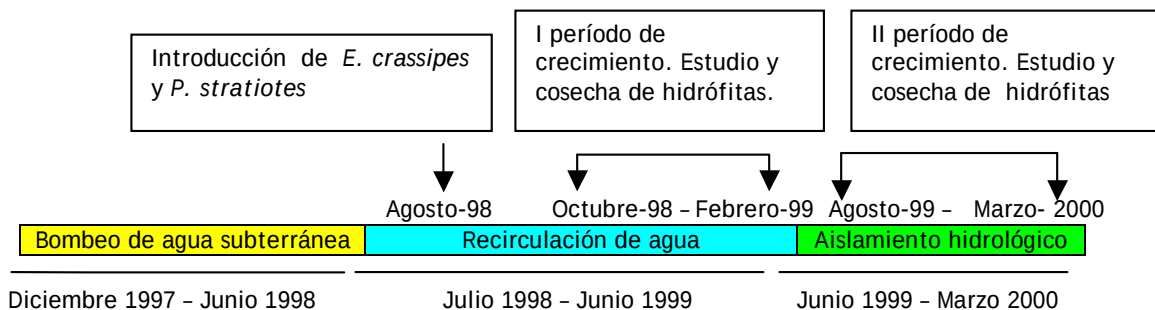


Fig. 2. Secuencia temporal de los experimentos de manipulación hidráulica del lago, períodos de crecimiento de las hidrófitas y programa de cosechas.

Asociado al control de la carga de nutrientes se implementó un programa experimental de manipulación de la estructura de la comunidad de peces (biomanipulación). Este consistió en la remoción de peces omnívoros-planctívoros durante el invierno y primavera de 1997, 1998 y 1999 para disminuir la presión de depredación sobre el zooplancton y en consecuencia aumentar la herbivoría sobre el fitoplancton. También se introdujeron peces piscívoros nativos en la primavera de 1997 para controlar los peces planctívoros mediante depredación. Los resultados de dicho programa se pueden consultar en Mazzeo *et al.* (2000) y Scasso (2001). Por último, el efecto de las hidrófitas sumergidas y flotantes en la estructura de las comunidades de peces y zooplancton del lago fue analizado por Meerhoff (2002).

Luego de finalizado el programa de restauración se continuó con estudios experimentales, financiados por CSIC, de manera de profundizar el conocimiento de algunos procesos fundamentales del funcionamiento del lago, tanto del sedimento y las hidrófitas, como de otras comunidades. Dichos estudios estuvieron comprendidos en los proyectos *Evaluación del uso de un sistema combinado de plantas acuáticas para la remoción de nutrientes de un lago somero e hipereutrófico* (responsable N. Mazzeo) y *Estudio del control por predación de la comunidad fitoplanctónica en un lago somero hipereutrofico* (responsables C. Kruk y G. Lacerot), los cuales se desarrollaron durante el período 2000-2002.

4. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

La tesis está organizada en 4 capítulos, el primero corresponde al análisis y evaluación del programa experimental de restauración, el segundo y tercero a estudios experimentales a pequeña escala realizados en condiciones artificiales, los cuales procuran precisar el conocimiento de ciertos procesos que se dan en el sistema, mientras que el último es el capítulo que integra toda la información y presenta las conclusiones de la tesis.

5. CAPITULO 1: EFECTOS DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DOMINADO POR PLANTAS FLOTANTES LIBRES EN LA REHABILITACIÓN DEL LAGO RODÓ

5.1. INTRODUCCION

5.1.1. Los múltiples estados estables de los lagos someros

La hipótesis de los estados estables (Scheffer 1990; Scheffer *et al.* 1993) en lagos someros postula que los estados de agua clara y agua turbia, definidos anteriormente tienen mecanismos de autoperpetuación. El pasaje de un estado a otro no se da por un cambio gradual en la carga de nutrientes, sino que requieren de disturbios que interrumpen dichos mecanismos. La disminución de la carga de nutrientes no produce directamente el reestablecimiento de un estado de agua clara dominado por plantas acuáticas, sino que disminuye la resiliencia del estado de agua turbia, volviéndolo más vulnerable a eventos azarosos o de manipulación que favorezcan el cambio de estado (Scheffer 2001). Los mecanismos estabilizadores del estado dominado por fitoplancton son: disminución de la luz y nutrientes en la columna de agua; ausencia de refugio para el zooplancton; elevada producción y descomposición de materia orgánica que promueve anoxia y liberación de fósforo del sedimento, y diversas alteraciones en la comunidad de peces que favorecen a los peces planctívoros y reduce las poblaciones de los piscívoros (Moss 1998). La comunidad fitoplanctónica puede condicionar un tercer estado estable (Scheffer 1997) caracterizado por la dominancia de cianofíceas coloniales o filamentosas de lento crecimiento, fijadoras de nitrógeno atmosférico, capaces de regular su posición en la columna de agua en función de la luz y potenciales productoras de toxinas (asociaciones M y S).

La manipulación de la estructura de la comunidad de peces constituye un disturbio suficiente para pasar de un estado de agua turbia a uno de agua clara (Moss 1998, Scheffer 1998). Sin embargo, esta medida no se recomienda sin la reducción de la carga de nutrientes y si el lago se encuentra dominado por cianofíceas filamentosas, ya que el zooplancton no podrá controlar el fitoplancton mediante herbivoría (Moss 1990, Kruk 2001). Una medida favorable para impedir dichas floraciones algales, es el lavado superficial del lago en la época que presentan menor tasa de crecimiento (invierno). De esta manera, se retrasa su crecimiento y se favorece la competencia con algas menos nocivas (Scheffer 1998).

La presencia de vegetación sumergida altera radicalmente el funcionamiento de los lagos someros. En climas templados las hidrófitas sumergidas actúan como refugio para el zooplancton y juveniles de peces piscívoros, modifican la dinámica de los nutrientes, estabilizan el sedimento y compiten con el fitoplancton por nutrientes y luz. Además reducen la turbulencia del agua promoviendo la sedimentación de partículas e incluso de microalgas, favoreciendo el aumento de la transparencia. En un rango creciente de nutrientes y turbidez, las hidrófitas sumergidas se sustituyen en función de su tolerancia a la sombra y quedan restringidas a las zonas menos profundas. De esta manera, en estados de agua turbia las únicas hidrófitas que perduran son aquellas capaces de desarrollar un amplio dosel subsuperficial como *P. pectinatus* (Scheffer 1998). En sistemas subtropicales y tropicales, además de las especies sumergidas se encuentra una gran diversidad de especies de hidrófitas flotantes libres (como *E. crassipes* y *P. sturatiotes*). Estas hidrófitas toman los nutrientes disueltos del agua y se ven favorecidas por procesos de eutrofización. Sin embargo, no son afectadas por la disminución de la luz producida por el fitoplancton, sino que su establecimiento depende de las condiciones hidrológicas (velocidad del agua) y climáticas (bajas temperaturas, fuertes vientos) (Meerhoff 2002). Meerhoff (*op. cit.*) considera que los sistemas dominados por hidrófitas flotantes podrían representar otro estado de equilibrio en sistemas subtropicales y tropicales. En este estado, los mecanismos de control descendente sobre el fitoplancton ocurrirían a menores coberturas de biomasa, debido a que los peces piscívoros utilizarían como refugio únicamente las matas de plantas de menor tamaño. A medida que la biomasa aumenta los mecanismos limitadores de recursos serían mas importantes, particularmente la limitación por luz y resuspensión, así como la reducción de los nutrientes por asimilación y promoción de la denitrificación.

5.1.2. Estrategias de control de la carga de nutrientes

La construcción de humedales artificiales es una medida de reciente difusión, utilizada para controlar la entrada de nutrientes desde sistemas agrícolas (Moss 1996) y urbanos (Weisner 1994) a los ecosistemas acuáticos. Los mecanismos implicados en la remoción de nutrientes pueden agruparse en: físicos como filtración y sedimentación de material particulado, y adsorción de nutrientes a coloides; químicos como precipitación, descomposición y adsorción a metales; y biológicos como el metabolismo bacteriano y la asimilación vegetal (Wood y McAtamney 1996). En función del balance de los procesos biogeoquímicos, los humedales pueden actuar como sumidero, fuente o transformador de nutrientes (Mitschs y Gosselink 1986). Por lo tanto, es necesario evaluar el funcionamiento de los humedales artificiales, y el diseño debe ser realizado en función de los objetivos del programa de control de nutrientes. Una estrategia alternativa para la restauración de lagos hipereutróficos someros es la creación de humedales artificiales donde un sistema de recirculación es implementado para reducir la carga interna de nutrientes (Lowe *et al.* 1992).

La cosecha de plantas acuáticas constituye un importante mecanismo de remoción de nutrientes, y es ampliamente utilizada en sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas (Záková 1994), en tratamientos de efluentes de celulosa (Dellarossa *et al.* 2001) y en programas de restauración de lagos (Galanti *et al.* 1990). Las hidrófitas flotantes principalmente *E. crassipes* y *P. sturrotes*, presentan rápido crecimiento, gran producción de biomasa, consumo lujurioso de nutrientes (Reddy y DeBusk 1984) y pueden ser utilizadas como fuente de alimento para animales de granja producción de biogás y fertilización de suelos (Tucker y DeBusk 1983). La cosecha mecánica es el método de control que ofrece mayores ventajas ecológicas y prácticas, ya que remueve la especie inmediatamente y disminuye la carga de nutrientes. Si bien la remoción de nutrientes puede no compensar la carga externa o interna del sistema, este mecanismo previene la sucesiva acumulación en el sedimento y ataca las causas de la eutrofización directamente (Carpenter y Adams 1977). La elección de las especies y el diseño del programa de cosecha debe ser cuidadosamente establecido, para maximizar la eficiencia de remoción, mantener la producción de biomasa todo el año (Rodríguez *et al.* sometido) y evitar problemas de enfermedades, invasión de insectos y adversidades climáticas (Reddy y DeBusk 1984). La cosecha debe realizarse previo al período de senescencia para evitar la rápida liberación de nutrientes al agua y la frecuencia debe ajustarse para mantener a la comunidad en la fase de producción máxima de biomasa (Reddy *et al.* 1989,1990).

5.1.3. Enfoque metodológico

Los resultados de los experimentos a nivel ecosistémico son muy relevantes para establecer medidas de gestión. El manejo no planificado se puede utilizar como experimentos a gran escala si los datos son adecuadamente registrados y si las medidas son aplicadas durante suficiente tiempo. Este tipo de experimentación, provee datos a largo plazo para evaluar cambios ambientales y efectos del manejo, y desarrollar indicadores y para manejar ecosistemas (Carpenter *et al.* 1998).

En este capítulo se analizaron tres manipulaciones hidrológicas impuestas al lago, las cuales son consideradas experimentos únicos a escala ecosistémica según Carpenter *et al.* (1995). Estas manipulaciones son **suministro de agua subterránea**, **recirculación de agua** y **aislamiento hidrológico**. Durante las dos últimas manipulaciones, se analizó el funcionamiento de los humedales artificiales cubiertos de hidrófitas (Fig. 1), se compararon los parámetros fisicoquímicos del lago y los humedales, y se evaluó el programa de cosecha de hidrófitas, determinando su capacidad de remoción de nutrientes.

5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Objetivo específico 1: Evaluar el cambio en los indicadores de calidad del agua del lago en tres manipulaciones hidráulicas diferentes.

Objetivo específico 2: Determinar la capacidad de remoción de nutrientes de los humedales artificiales asociados al lago.

5.3. METODOLOGIA

5.3.1. Caracterización fisicoquímica del lago y los humedales.

Los parámetros y variables fisicoquímicas del agua fueron determinados por triplicado en la parte más profunda del lago y en los humedales 2 y 3 (Fig. 1). La profundidad del disco de Secchi, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad y pH fueron registrados quincenalmente *in situ*. Las muestras de agua para análisis de nutrientes fueron tomadas de la superficie y fondo del lago con una botella Ruttner. Para el análisis de clorofila *a* se tomó una muestra integrada de superficie y fondo. Sólidos suspendidos -SES- (APHA 1985), fósforo reactivo soluble -PRS- (Murphy y Riley 1962), fósforo total -PT- (Valderrama 1981), nitrato -NO₃- (Müller y Widemann 1955), amonio -NH₄- (Koroleff 1970), nitrógeno total -NT- (Valderrama 1981), silicato -SRS- (Müllin y Riley 1955) y clorofila *a* -Cla *a*- (Nusch 1980) fueron determinados quincenalmente, desde enero de 1997 a enero de 1999, y mensualmente hasta marzo de 2000. Para el estudio de los sedimentos se colectaron bimensualmente 10 réplicas al azar en el punto más profundo del lago (Estación 1, Fig. 1) con un Kajak-corer (6 cm de diámetro), y se determinaron el contenido de NT y PT de acuerdo a Valderrama (1981). La temperatura media diaria del aire fue adquirida de la estación Prado de la dirección Nacional de Meteorología.

Análisis de Datos

Se analizaron las diferencias en profundidad (superficie y fondo) de cada variable fisicoquímica del lago mediante ANOVA de una vía, para lo cual se agruparon todos los muestreos sin discriminar entre manipulaciones hidrológicas. Debido a la falta de homocedasticidad de varianza (HV), la concentración de NH₄ debió ser transformada utilizando el $\ln(1+x)$. El análisis a posteriori se realizó con la prueba de Tukey. Posteriormente se analizaron las diferencias entre las 3 manipulaciones hidrológicas, utilizando el promedio superficie-fondo de cada variable (con excepción del % de saturación de oxígeno para el cual se trabajó con los valores en fondo). Para esto, se realizó un ANOVA de 1 vía y la prueba a posteriori empleada fue Tukey para desigual número de réplicas, debido a la diferente duración de cada manipulación. Para cumplir con el supuesto de HV, las variables SES, NT, PT y FRS debieron ser logaritmizados ($\ln(1+x)$) mientras que el NO₃ fue transformado utilizando raíz cuadrada.

La comparación entre compartimentos del sistema se realizó separadamente para los períodos con recirculación de agua y aislamiento hidrológico, ya que únicamente en estos períodos los estanques asociados al lago contaban con un humedal artificial consolidado. Los compartimentos del sistema analizados fueron superficie y fondo del lago y los estanques 2 y 3. El análisis se realizó para cada variable mediante ANOVA de 2 vías con mediadas repetidas (efectos fijos), de diseño un factor entre sujetos y un factor dentro de los sujetos según Zar (1999), donde los factores fueron compartimentos y tiempo. Debido a la falta de HV la variable NH₄ debió ser transformada utilizando el $\ln(1+x)$. Debido a la desigualdad en el número de muestreos de cada período hidrológico los análisis a posteriori se realizaron con la prueba de Tukey para *n* desigual.

En todos los casos los análisis de correlación simple se realizaron con la prueba no paramétrica de Spearman.

5.3.2. Comunidad de hidrófitas

La comunidad de hidrófitas de los humedales artificiales se estudiaron durante dos estaciones de crecimiento: desde octubre de 1998 hasta febrero de 1999 y desde octubre de 1999 hasta febrero de 2000. El primer muestreo (octubre de 1998) se utilizó como piloto para determinar el número óptimo para cuantificar dichas variables de acuerdo a la metodología propuesta por Elliott (1983). Las variables determinadas fueron: cobertura y biomasa, las que se determinaron mediante muestreos sistemáticos mensuales en transectas estratificadas, tomando diferente cantidad de réplicas para cada humedal dependiendo del área de cada uno (Tabla III). Para determinar cobertura se cuantificó la frecuencia de especies en cuadrantes de 1m^2 , mientras que para biomasa se utilizaron cuadrantes de 0.22m^2 . Los datos tomados en los tres humedales fueron agrupados y analizados como un único compartimiento.

Tabla III. Distribución de las transectas y réplicas de frecuencia y biomasa tomadas en cada estanque.

	Nº de transectas	Nº de réplicas de frecuencia	Nº de réplicas de biomasa
Estanque 1	7	35	9
Estanque 2	7	38	20
Estanque 3	3	9	3

Las muestras de biomasa fueron separadas y pesadas por especie. De cada especie se tomaron 10 submuestras al azar las que se secaron durante 48hs en una estufa a $80\text{ }^{\circ}\text{C}$ para determinar el porcentaje de peso seco (%PS). El %PS se utilizó para expresar la biomasa en peso seco por unidad de superficie (gPSm^{-2}). El área cubierta por cada especie (AC) se determinó multiplicando el área de los estanques por la frecuencia de la especie considerada. La biomasa de cada especie registrada en todos los estanques se calculó de la siguiente manera: a) AC multiplicada por el promedio de la biomasa de dicha especie registrada en cada muestreo, b) este resultado se dividió por el área total de los estanques y se expresó en gPSm^{-2} .

Posteriormente al procedimiento de secado de la biomasa para determinar %PS las submuestras de cada especie fueron maceradas, y se tomaron tres submuestras al azar para determinar la concentración de nutrientes en cada especie. La concentración de nitrógeno (N) en la biomasa se determinó por el método de Kjeldahl (APHA 1985), utilizando 0.1g de planta seca macerada. Para determinar el contenido de fósforo (P) se digirieron 0.02g de planta seca macerada con ácido perclórico-nítrico-sulfúrico concentrados, y el fósforo reactivo soluble se determinó con el método de Murphy y Riley (1962). La concentración de nutrientes de cada especie se expresó como el % del peso seco de la planta, mientras que el contenido de nutrientes en la biomasa de cada especie se expresó en gm^{-2} y se calculó multiplicando la biomasa de cada especie por el % de N o P. La incorporación o liberación de nutrientes se estimó como la variación en el tiempo del contenido de N y P en la biomasa de las especies (Chapin y Van Cleve 1996).

El N y P total removido durante la cosecha se calculó sumando la biomasa de cada especie cosechada multiplicada por su porcentaje de N y P, y se expresó en gm^{-2} .

Análisis Estadísticos

Los datos de biomasa no cumplieron con el supuesto de homocedasticidad de varianzas, por lo cual se trabajó con estadística no paramétrica. Se comparó la biomasa de cada especie y la biomasa total entre

ambos períodos de crecimiento estudiados con la prueba de Kruskal-Wallis. El índice de Shannon de ambos períodos de crecimiento fue contrastado mediante ANOVA de 1 vía, utilizando Tukey para n desiguales como análisis a posteriori debido a la diferente duración del estudio en ambos períodos de crecimiento.

El porcentaje de N y P de las especies en los períodos de crecimiento se contrastó mediante ANOVA de 1 vía (para cada especie por separado). Las pruebas a posteriori se analizaron con Tukey para n desiguales. Para determinar diferencias en el contenido de nutrientes entre especies se realizó un ANOVA de 2 vías con mediadas repetidas (efectos fijos), de diseño un factor entre sujetos y un factor dentro de los sujetos según Zar (1999), donde los factores fueron especies y tiempo. Dicho análisis se realizó por separado para cada período de crecimiento.

Se utilizó ANOVA de 1 vía para contrastar el contenido e incorporación de N y P de la biomasa total y de cada especie entre períodos de crecimiento y para comparar el contenido de dichos nutrientes entre las tres especies más abundantes (para ambos períodos por separado). Los análisis a posteriori se realizaron con la prueba de Tukey para n desiguales. Para determinar las diferencias en la incorporación de nutrientes de las tres especies más abundantes (para ambos períodos por separado) se realizó un prueba de Kruskal-Wallis, debido al incumplimiento del supuesto de HV.

Para determinar posibles relaciones entre las especies con las variables comunitarias y ambientales se realizaron análisis de correlación simple utilizando la prueba de Spearman.

5.3.3. Balance de nutrientes entre compartimentos

Para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes de las hidrófitas en ambos períodos de crecimiento, se comparó la carga de nutrientes (en kg) asociada a la biomasa total de hidrófitas, al volumen de agua del lago y al volumen de sedimentos de los dos centímetros superficiales (que representan la fracción de nutrientes más fácilmente intercambiable con la columna de agua).

5.4. RESULTADOS

5.4.1. Comparación entre manipulaciones hidrológicas

El lago Rodó presentó polimixis durante todo el período de estudio y se clasificó como un lago cálido o subtropical, dado que la temperatura mínima del año fue mayor a 10 °C. La baja transparencia, elevada biomasa algal y concentración de nutrientes observadas durante todo el estudio, corresponden a una condición hipereutrófica (Tabla IV) (según Salas y Martino 1990). Solamente el % de saturación de oxígeno ($H_{(1, N=58)} = 29.4$, $p < 0.001$) y el pH ($F_{(1,56)} = 11.4$, $p < 0.01$) presentaron diferencias significativas entre superficie y fondo a lo largo del programa experimental, siendo ambos superiores en la superficie. En el ANEXO I se presenta la variación de las variables fisicoquímicas del agua durante las tres manipulaciones hidrológicas.

La temperatura del agua no presentó diferencias entre manipulaciones. El pH fue menor durante el suministro de agua subterránea ($F_{(1,26)} = 10.0$, $p < 0.001$, Tabla IV), manteniéndose mayor a 7.5 en todos los casos. La conductividad y alcalinidad fueron máximos durante el bombeo subterráneo y mínimos durante la recirculación ($F_{(1,26)} = 77.7$ y $F_{(1,26)} = 32.0$, $p < 0.001$, Tabla IV), ambas variables se correlacionaron entre si ($R = 0.91$, $p < 0.001$) y positivamente con el NT (K: $R = 0.71$ y Alc: $R = 0.59$, $p < 0.001$, respectivamente). La concentración de oxígeno en el fondo del lago disminuyó durante la recirculación de agua y el aislamiento hidrológico ($F_{(1,26)} = 6.0$, $p < 0.001$), principalmente durante los meses más cálidos y se correlacionó

Tabla IV. Valores medios y rango de los parámetros fisicoquímicos en el lago durante el suplemento de agua subterránea, recirculación de agua y aislamiento hidrológico, valores promedio entre superficie y fondo (el % de saturación de O₂ se desglosa para ambas profundidades).

	DS m	O ₂ sat. sup. %	O ₂ sat. fondo %	T °C	K μS/cm	pH	SES mg/L	MO %	Cl a μg/L	ALC. mg CaCO ₃ /L	NT mg/L	NO ₃ μg/L	NO ₂ μg/L	NH ₄ μg/L	PT μg/L	FRS μg/L	SRS mg/L
Agua Subterránea	media	0.6	113.0	99.9	18.3	980	8.0	32.9	48.6	123.2	309.1	6.43	112.3	15.9	149.3	15.4	8.0
	min.	0.3	60.4	55.3	10.7	915	7.5	19.6	7.8	34.2	162.0	2.65	27.3	nd	100.9	nd	2.6
	max.	1.4	173.9	176.3	25.8	1064	8.4	58.5	86.2	232.5	380.0	9.75	192.7	95.0	195.4	42.3	18.3
Recirculación	media	0.5	122.6	51.7	19.1	693	8.1	23.0	68.1	76.8	232.1	0.39	15.4	31.2	190.5	21.7	7.2
	min.	0.3	78.2	0.3	11.0	567	7.7	12.9	33.9	13.6	192.9	0.058	nd	Nd	106.4	nd	2.0
	max.	1.1	192.1	106.1	28.8	754	8.4	31.6	93.6	138.1	263.3	1.75	51.5	224.8	431.0	83.4	20.5
Aislamiento Hidrológico	media	0.4	129.9	38.1	18.4	761	8.3	30.6	70.2	133.9	266.8	0.30	27.6	57.6	269.7	50.1	6.8
	min.	0.3	99.8	0.0	10.0	672	8.0	23.3	46.5	62.3	229.7	0.062	1.8	4.3	133.7	nd	0.3
	max.	0.5	167.6	98.3	27.4	813	8.7	39.0	86.3	225.9	291.3	1.03	41.5	164.4	394.4	112.7	15.1

positivamente con el NT y NO_3 ($R= 0.77$ y $R= 0.73$, $p< 0.001$ respectivamente), y negativamente con el PT ($R= -0.72$, $p<0.001$).

La menor biomasa algal se registró durante el experimento de recirculación de agua (Tabla IV), mientras que los valores máximos se observaron durante el bombeo de agua subterránea y el período de aislamiento hidrológico ($F_{(2,26)}=3.7$, $p<0.05$, Tabla IV). Sin embargo, la profundidad del disco de Secchi fue mayor en el primer experimento (bombeo subterráneo) y menor en los últimos ($F_{(2,26)}= 4.3$, $p<0.05$, Tabla IV), existiendo correlación negativa entre el DS y la Cla a ($R=-0.54$, $p<0.05$). A su vez, las dos únicas fases de agua clara ($\text{DS}>1.0\text{m}$) se registraron durante las primaveras con suministro de agua subterránea y recirculación de agua, con una duración de 2 o 3 semanas (Tabla IV). Los SES presentaron el mismo patrón que la clorofila, siendo mínimos durante la recirculación y máximos durante el bombeo de agua subterránea ($F_{(2,26)}= 4.9$, $p< 0.05$, Tabla IV), y se correlacionaron negativamente con el DS ($R= -0.58$, $p< 0.05$) y de manera positiva con la Cla a ($R= 0.53$, $p< 0.05$). La materia orgánica en los sólidos suspendidos aumentó durante los dos últimas manipulaciones hidráulicas ($F_{26}= 5.3$, $p< 0.05$, Tabla IV).

Posteriormente a la eliminación del agua subterránea se registró una disminución abrupta del NT, NO_3 y NO_2 ($F_{(2,26)}= 47.1$, $F_{(2,26)}= 88.6$ y $F_{(2,26)}= 44.7$ para un $p< 0.001$, respectivamente) (Tabla IV). El NT a su vez se correlacionó negativamente con la fracción total y disuelta del fósforo ($R= -0.49$ y $R= -0.38$, $p< 0.05$ respectivamente). Las concentraciones de TP y FRS fueron máximas durante el aislamiento hidrológico y menores durante el bombeo de agua subterránea ($F_{(2,26)}=6.2$ y $F_{(2,26)}=3.7$, $p<0.05$ respectivamente, Tabla IV). El NH_4 y el SRS no presentaron diferencias significativas entre experimentos hidrológicos. La relación NT/PT fue máxima durante el bombeo de agua subterránea, alcanzando un valor medio (promedio superficie-fondo) de 99.4. Dicha relación disminuyó considerablemente luego del corte del suministro de agua subterránea (Tabla V), alcanzando valores de 13.2 y 11.2 para el período con recirculación de agua y aislamiento hidrológico, respectivamente.

Tabla V. Media y rango de la relación NT/PT en el lago y los estanques, promediados los valores de superficie y fondo y de los estanques 2 y 3.

	NT/PT	Lago (media sup-fon.)	Estanques (media E2-E3)
Agua			
Subterránea	media	99.4	55.1
	min.	22.6	6.4
	max.	253.1	156.6
Recirculación	media	13.2	15.2
	min.	2.1	2.0
	max.	29.4	74.9
Aislamiento Hidrológico	media	11.2	8.1
	min.	2.7	2.3
	max.	25.8	17.2

5.4.2. Comparación entre el lago y los humedales

El lago y los humedales presentaron diferencias en la mayoría de las variables fisicoquímicas del agua tanto en el experimento de recirculación como en el de aislamiento hidrológico (Tabla VI, promediados los valores para los estanques 2 y 3). En general las fracciones disueltas tuvieron mayor concentración en los humedales que en el lago. En todos los análisis de varianza existió interacción entre el compartimiento del sistema y el tiempo.

Durante la **recirculación** de agua se registraron menores valores de % de saturación de oxígeno ($F_{(2,8)} = 9235.3$, $p < 0.001$), pH ($F_{(2,8)} = 1765.5$, $p < 0.001$), Cla a ($F_{(2,6)} = 2621.5$, $p < 0.001$) y SES ($F_{(2,8)} = 1066.0$, $p < 0.001$), en los estanques que en el lago. La conductividad ($F_{(2,8)} = 26.7$, $p < 0.05$) y alcalinidad ($F_{(2,8)} = 222.1$, $p < 0.056$) fueron mayores en los humedales que en el lago. La materia orgánica de los sólidos suspendidos presentó diferencias significativas entre compartimientos ($F_{(2,8)} = 35.9$, $p < 0.05$) siendo menor en los estanques. El NO_2 fue máximo en el fondo del lago seguido de los humedales y mínimo en la superficie del lago ($F_{(2,8)} = 1613.0$, $p < 0.001$), mientras que el NO_3 ($F_{(2,8)} = 8.7$, $p < 0.01$) fue mayor en los estanques que en el lago. El NT fue mínimo en el estanque 2 diferenciándose del estanque 1 y el lago ($F_{(2,8)} = 12.2$, $p < 0.05$). El PT presentó un patrón similar al NO_2 , siendo menor en los estanques y máximo en el fondo del lago ($F_{(2,8)} = 190.5$, $p < 0.001$), mientras que el FRS fue menor en el lago que en los estanques ($F_{(2,8)} = 3304.9$, $p < 0.001$). El SRS y el NH_4 presentaron el mismo patrón que el FRS (SRS: $F_{(2,8)} = 1074.9$, $p < 0.01$ y NH_4 : $F_{(2,8)} = 19.2$, $p < 0.05$), donde el amonio presentó una elevada concentración durante cortos períodos.

Durante el **aislamiento hidrológico** el pH ($F_{(2,8)} = 1005.4$, $p < 0.001$) y % de saturación de oxígeno ($F_{(2,8)} = 2755.2$, $p < 0.001$) fueron menores en los estanques que en el lago (Tabla IV). La conductividad no presentó diferencias entre compartimientos, mientras que la alcalinidad fue mayor en los estanques que en lago ($F_{(2,8)} = 5.4$, $p < 0.05$). La Cla a ($F_{(2,6)} = 441.9$, $p < 0.001$) y SES ($F_{(2,8)} = 262.7$, $p < 0.001$) fueron menores en los estanques

que en el lago. La materia orgánica de los SES fue menor en los estanques ($F_{(2,8)} = 5.1$, $p < 0.05$), pero la prueba de Tukey no detectó diferencias entre pares de sitios. El NO_3 ($F_{(2,8)} = 27.9$, $p < 0.001$), NT ($F_{(2,8)} = 97.8$, $p < 0.001$) y PT ($F_{(2,8)} = 267.3$, $p < 0.001$) fueron menores en los estanques que en el lago, mientras que el NO_2 ($F_{(2,8)} = 4889.9$, $p < 0.001$), NH_4 ($F_{(2,8)} = 1412.9$, $p < 0.001$) y FRS ($F_{(2,8)} = 521.6$, $p < 0.001$) fueron mayores en los

Tabla VI. Valores medios y rango de los parámetros fisicoquímicos de los humedales durante el suplemento de agua subterránea, recirculación y aislamiento hidrológico. Valores promediados de los estanques (estaciones 2 y 3). nd=valores no detectables por la metodología.

	O ₂ sat. %	T °C	K μS/cm	pH	SES mg/L	MO %	Cl a μg/L	Alc. mg CaCO ₃ /L	NT mg/L	NO ₃ μg/L	NO ₂ μg/L	NH ₄ μg/L	PT μg/L	FRS μg/L	SRS mg/L	
RE- CIRCULACION	med.	42.2	17.0	732.4	7.2	11.0	60.5	19.7	253	2.4	675.9	14	34.2	164.5	62.8	10.6
	min.	3.6	11.4	599.0	6.0	3.3	33.8	2.5	202	0.5	45.7	nd	85.0	15.2	3.3	
	max.	78.3	23	966.0	7.7	34.8	86.2	64.5	324	14.1	5794.1	108.1	154.4	299.6	135.7	30.9
AISLAMIENTO HIDROLÓGICO	med.	23.54	15.7	759.4	7.3	10.1	68.0	44.9	270.2	1.4	234.2	13.8	253.2	190.8	105.7	7.8
	min.	6.35	9.8	616.3	6.9	5.3	65.0	3.2	210.7	0.5	94.4	2.0	55.6	79.3	21.6	2.3
	max.	54.35	22.9	847.3	7.6	27.8	71.0	125.3	296.7	2.4	742.7	36.9	510.2	295.8	233.5	12.9

humedales y el fondo del lago que en la superficie. El SRS no presentó un patrón claro siendo mayor en el fondo del lago ($F_{(2,8)} = 6.8$, $p < 0.01$).

5.4.3. Evolución de la carga de nutrientes del sedimento

Durante los 6 meses posteriores a la remoción del sedimento (suministro de agua subterránea) la carga orgánica y de nutrientes del sedimento se mantuvo baja. Sin embargo, el contenido de nutrientes presentó un marcado aumento a partir de la primavera de 1997, patrón que continuó durante la ruptura de la bomba entre enero a junio de 1998 (que provocó un breve período de aislamiento hidrológico)(Fig. 3). A partir de entonces la carga interna de nutrientes se mantuvo alta, con excepción del nitrógeno que disminuyó abruptamente hacia el final de dicho período. Durante la recirculación de agua se observó un aumento en la materia orgánica hacia la mitad del período la cual comenzó a disminuir a partir de entonces hasta estabilizarse en valores cercanos al 15%. El fósforo presentó un aumento marcado inmediatamente de comenzado dicho régimen, donde alcanzó el máximo valor registrado ($1393.1 \mu\text{ggPS}^{-1}$) y comenzó a disminuir sostenidamente hacia el final del período hasta valores menores a $1000 \mu\text{ggPS}^{-1}$. El nitrógeno por el contrario aumentó a partir del aislamiento hidrológico alcanzando un máximo en mayo de 1999 ($10552.9 \mu\text{ggPS}^{-1}$) a partir del cual comenzó a disminuir. Los valores de materia orgánica y fósforo observados más recientemente (primavera de 2001-otoño de 2002), presentaron tenores similares a los de la última fase de la recirculación. El contenido de fósforo estuvo correlacionado con el porcentaje de materia orgánica ($R = 6.29$, $p < 0.01$), mientras que el nitrógeno no se correlacionó con ninguna de las otras variables.

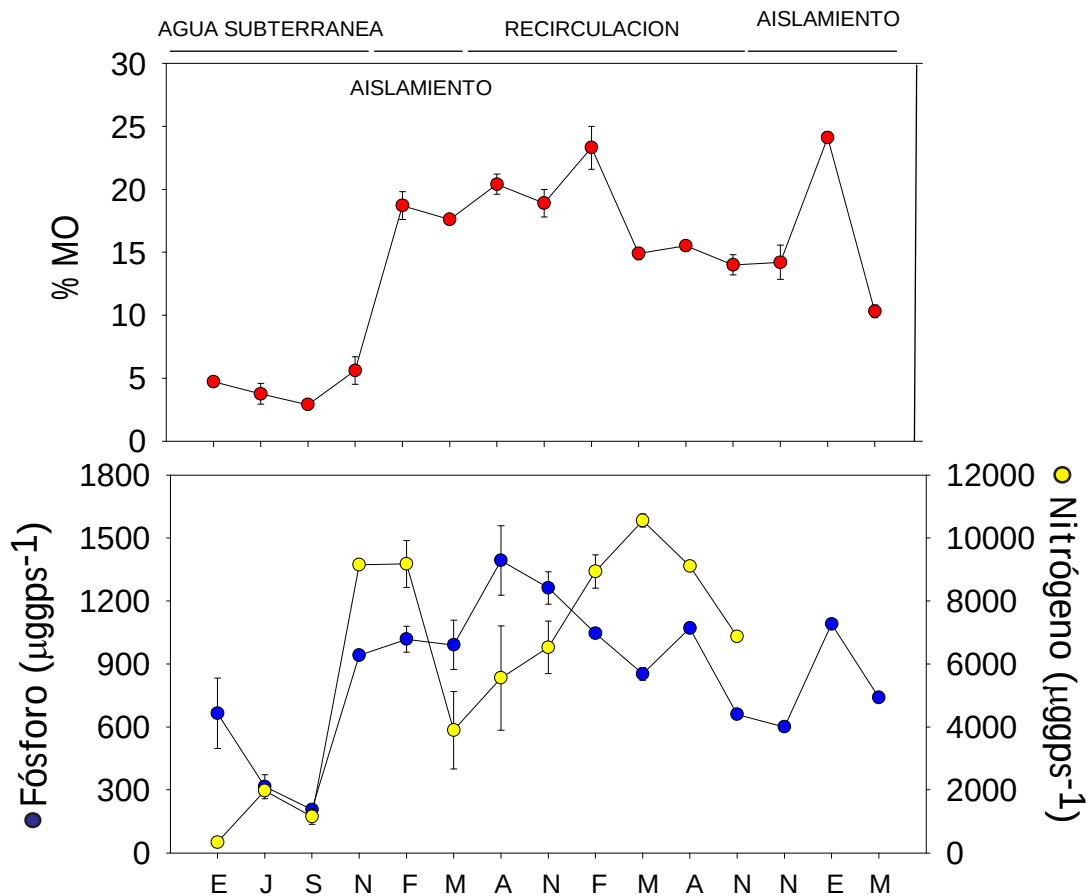


Fig. 3. Variación temporal de la materia orgánica y la carga interna de nutrientes en los 2 cm superficiales del sedimento del lago. Se indican los valores promedio y el error estándar.

5.4.4. Análisis de la comunidad de hidrófitas

Condiciones climáticas

Ambos períodos de crecimiento mostraron diferentes condiciones meteorológicas. El invierno de 1999 se caracterizó por una menor temperatura media del aire y del agua (0.4°C y 10°C, respectivamente) que el invierno de 1998 (1.4°C y 12.2°C, respectivamente). A diferencia del primer período de crecimiento, durante el segundo invierno se registraron 3 eventos de heladas (temperatura del aire menor a los 0 °C).

Composición específica y biomasa

La comunidad de hidrófitas estuvo compuesta por 9 especies (Fig. 4), 5 flotantes libres (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *Spirodela intermedia* W. Koch., *Salvinia auriculata* AUBL y *Azolla* sp. Lam., y 4 pequeñas emergentes (*Hydrocotyle bonariensis* Lam., *Ludwigia peploides* (HBK) Raven., *Rorippa nasturtium-aquaticum* (L.) Hayek y *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Gris. Todas la especies emergentes excepto *R. nasturtium-aquaticum* se comportaron como epífitas de las matas flotantes de *E. crassipes* y *S. intermedia*.

La biomasa de la comunidad alcanzó los máximos valores en verano (Fig. 4) y fue mayor durante el primer período ($F_{(1,11)}=14.1$, $p<0.01$). Los máximos valores alcanzados fueron 721 gPSm⁻² en el período 1998-2000 (media de diciembre, enero y febrero) y 573 gPSm⁻² en marzo de 2000. *Eichhornia crassipes* y *S. intermedia* fueron las especies más abundantes y presentaron sus máximos valores de biomasa durante los meses cálidos y fríos, respectivamente. *Eichhornia crassipes* alcanzó la mayor biomasa en febrero de 1999 (683.1 gPSm⁻²) y marzo de 2000 (500.0 gPSm⁻²), representando el 87% de la biomasa de la comunidad en verano ($F_{(1,11)}=8.0$, $p<0.05$). *Spirodela intermedia* no presentó diferencias entre períodos de crecimiento pero alcanzó los valores máximos de biomasa en los meses previos al desarrollo de *E. crassipes*, alcanzando valores de 136 gPSm⁻² en octubre de 1998 y 145.9 gPSm⁻² en la primavera de 1999 (valor promedio desde agosto a noviembre). Esta especie representó el 90% de la biomasa de la comunidad al comienzo de la primavera en ambos períodos. Contrariamente a lo esperado *P. stratiotes* nunca desarrolló valores de biomasa importantes, manteniéndose como una especie *esporádica*.

Hydrocotyle bonariensis fue la tercer especie en importancia respecto a su contribución a la biomasa (Fig. 4), alcanzó valores de 70.6 gPSm⁻² en la primavera de 1998 (promedio de octubre a diciembre) y 22.7 gPSm⁻² en el segundo período de crecimiento (promedio de noviembre a enero), nunca superando el 20 % de la biomasa de la comunidad. Las restantes especies no alcanzaron el 5% de la biomasa total y no presentaron un patrón estacional claro, con excepción de *R. nasturtium-aquaticum*. Esta fue la segunda especie en biomasa en setiembre de 1999 (8% de la biomasa total), la cual colapsó en verano.

La biomasa de *E. crassipes* se correlacionó negativamente con *S. intermedia* ($R=-0.84$, $p<0.001$), *R. nasturtium-aquaticum* ($R=-0.56$, $p<0.001$) y positivamente con *L. peploides* ($R=0.61$, $p<0.05$) y la biomasa total de la comunidad ($R=0.97$, $p<0.001$). *Spirodela intermedia* se correlacionó de manera negativa con la biomasa total ($R=-0.81$, $p<0.001$). La biomasa total se correlacionó positivamente con la temperatura promedio de los estanques ($R=0.62$, $p<0.01$) y negativamente con el pH ($R=-0.83$, $p<0.05$), NO₃ ($R=-0.80$, $p<0.001$), NH₄ ($R=-0.64$, $p<0.05$) y NT ($R=-0.92$, $p<0.005$). A su vez, la biomasa total se correlacionó negativamente con los SES ($R=-0.57$, $p<0.001$), NO₂ ($R=-0.62$, $p<0.01$), NT ($R=-0.76$, $p<0.001$) y Cla a ($R=-0.71$, $p<0.001$) del promedio superficie fondo del lago.

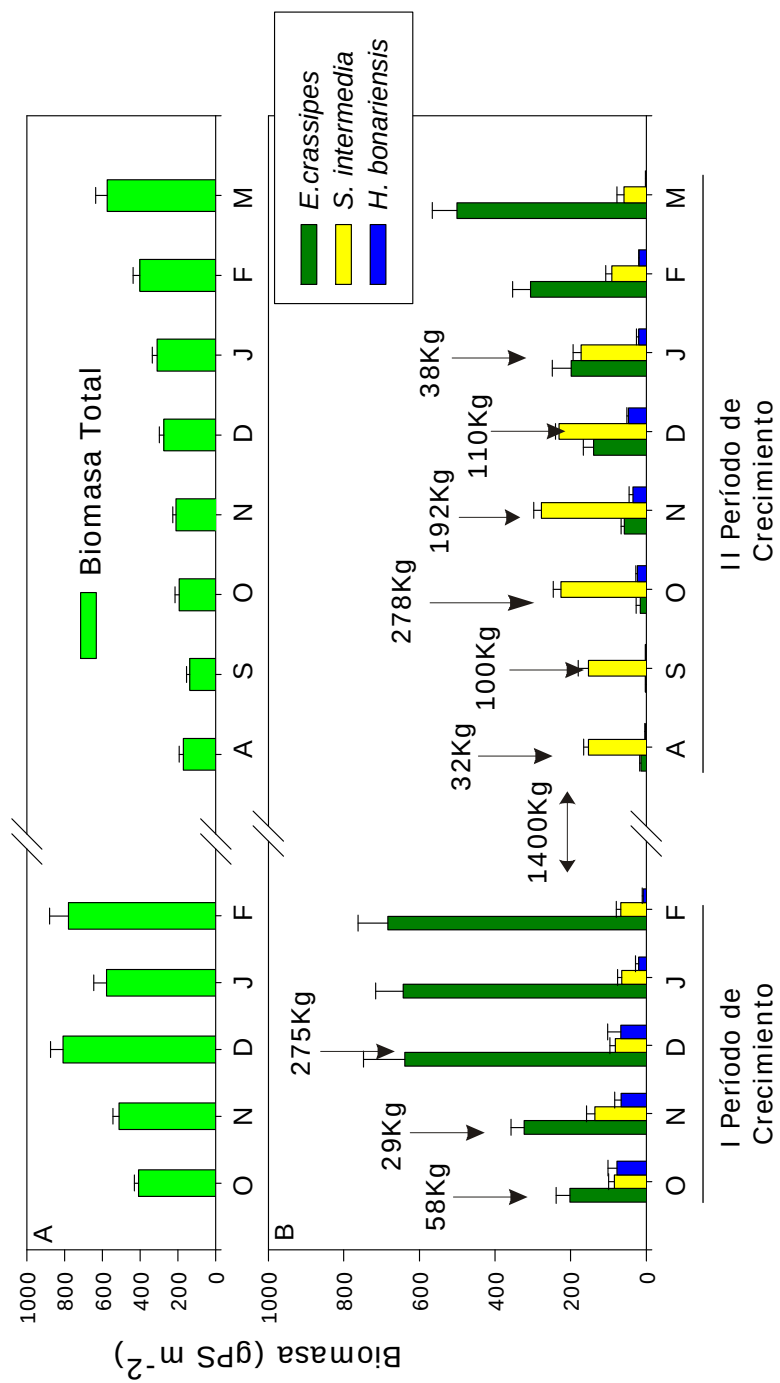


Fig. 4. Variación temporal de la biomasa total (A) y específica (B), se indican las especies que que superaron el 5% de la biomasa total la mayor parte del año. Se indica la biomasa cosechada expresada en kg de peso seco. Los valores graficados corresponden a la media y el error estándar.

5.4.5. Capacidad de remoción de nutrientes de la comunidad de hidrófitas

Concentración y contenido de nutrientes en las hidrófitas

La concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P) en la biomasa fue diferente entre especies (N: $F_{(2,18)} = 55.8$ y P: $F_{(2,18)} = 41.38$, $p < 0.05$ respectivamente) y meses ($F_{(2,216)} = 33.1$ y $F_{(2,216)} = 9.73$, $p < 0.05$ respectivamente, Tabla VII). Las especies que presentaron mayor concentración de N fueron *H. bonariensis*, *S. intermedia* y *E. crassipes* (Tabla VII), mientras que *S. auriculata*, *A. philoxeroides* y *R. n.-aquaticum* presentaron las mayores concentraciones de P. *Eichhornia crassipes* y *S. intermedia* mostraron un patrón temporal similar, alcanzando los valores máximos de N y P en primavera (octubre, noviembre y diciembre) y los mínimos en enero (Fig. 5). Los % de ambos nutrientes se correlacionaron positivamente para *E. crassipes* ($R = 0.74$, $p < 0.05$), *S. intermedia* ($R = 0.56$, $p < 0.05$), *S. auriculata* ($R = 0.64$, $p < 0.05$), *R. nastrutium-aquaticum* ($R = 0.90$, $p < 0.05$) y *A. philoxeroides* ($R = 0.80$, $p < 0.05$).

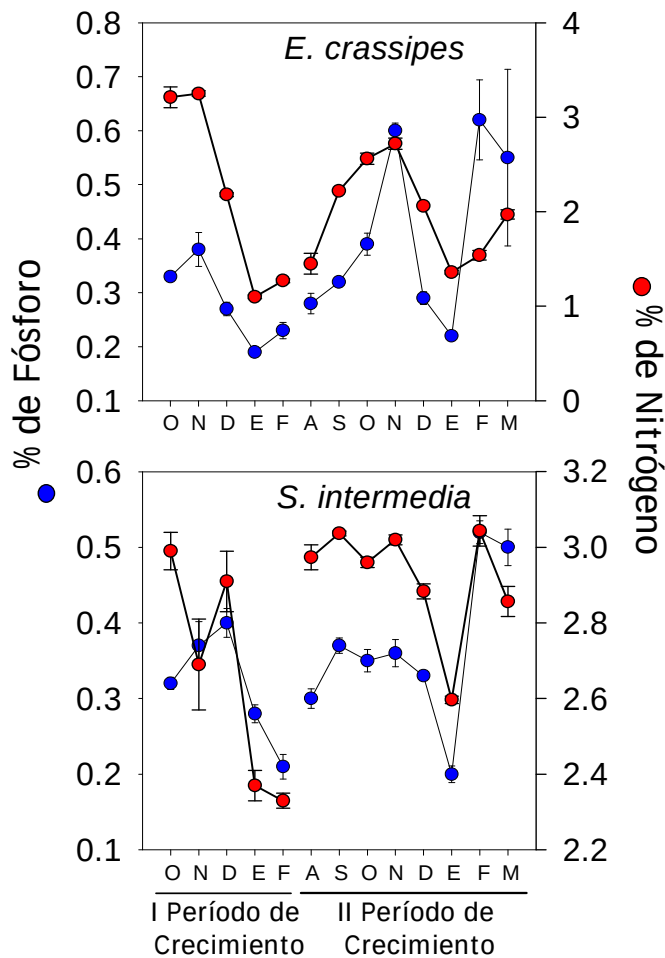


Fig. 5. Variación temporal de la concentración de N y P en la biomasa de *E. crassipes* y *S. intermedia*. Se indica la concentración media mensual y el error estándar.

El contenido de nutrientes en la biomasa fue muy variable entre especies y períodos de crecimiento. Los valores máximos de N fueron observados en noviembre y diciembre de 1998 y 1999 (12.2 gNm^{-2}) y en marzo de 2000 (14.9 gNm^{-2}) y los de P en diciembre de 1998 (1.7 gNm^{-2}) y marzo de 2000 (2.8 gNm^{-2}) (Tabla VII, Fig. 6). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre períodos de crecimiento debido a la elevada variabilidad entre meses. El contenido de ambos nutrientes fue mayor en la biomasa de *E. crassipes* durante el primer período (N: $F_{(1,12)} = 22.3$ y P: $F_{(1,12)} = 21.9$, $p < 0.001$) y mayor en *S. intermedia* y *H. bonariensis* durante el segundo (N: $F_{(1,21)} = 7.5$ y P: $F_{(1,21)} = 5.1$, $p < 0.01$), debido a que *E. crassipes* estuvo ausente hasta mediados de la primavera (Fig. 6).

El contenido de nutrientes de la biomasa total estuvo correlacionado con la biomasa total ($R = 0.83$, y $R = 0.84$, $p < 0.001$ para el N y P respectivamente) y la concentración de nutrientes en *E. crassipes* ($R = 0.96$, y $R = 0.97$, $p < 0.001$ para el N y P respectivamente). A su vez, en cada especie el contenido de N y P se correlacionó con su biomasa ($R > 0.8$, $p < 0.01$) en todos los casos (exceptuando a *P. stratiotes* que no mostró correlación

significativa) y entre sí ($R > 0.85$, $p < 0.01$). El contenido de N y P de la biomasa total de la comunidad estuvo

correlacionado entre sí ($R= 0.95$, $p<0.01$). Sin embargo, el contenido de nutrientes en la biomasa de las especies no se correlacionó con su concentración, con excepción del P en *S. intermedia* ($R= 0.70$, $p<0.01$). El contenido de N en la biomasa total y la biomasa de *E. crassipes* estuvieron correlacionados negativamente con el NO_3 ($R=-0.58$ y $R=-0.69$, $p<0.01$ respectivamente), NH_4 ($R=-0.60$ y $R=-0.60$, $p<0.01$ respectivamente) y NT ($R=-0.75$ y $R=-0.86$, $p<0.01$ respectivamente) promedio de los estanques.

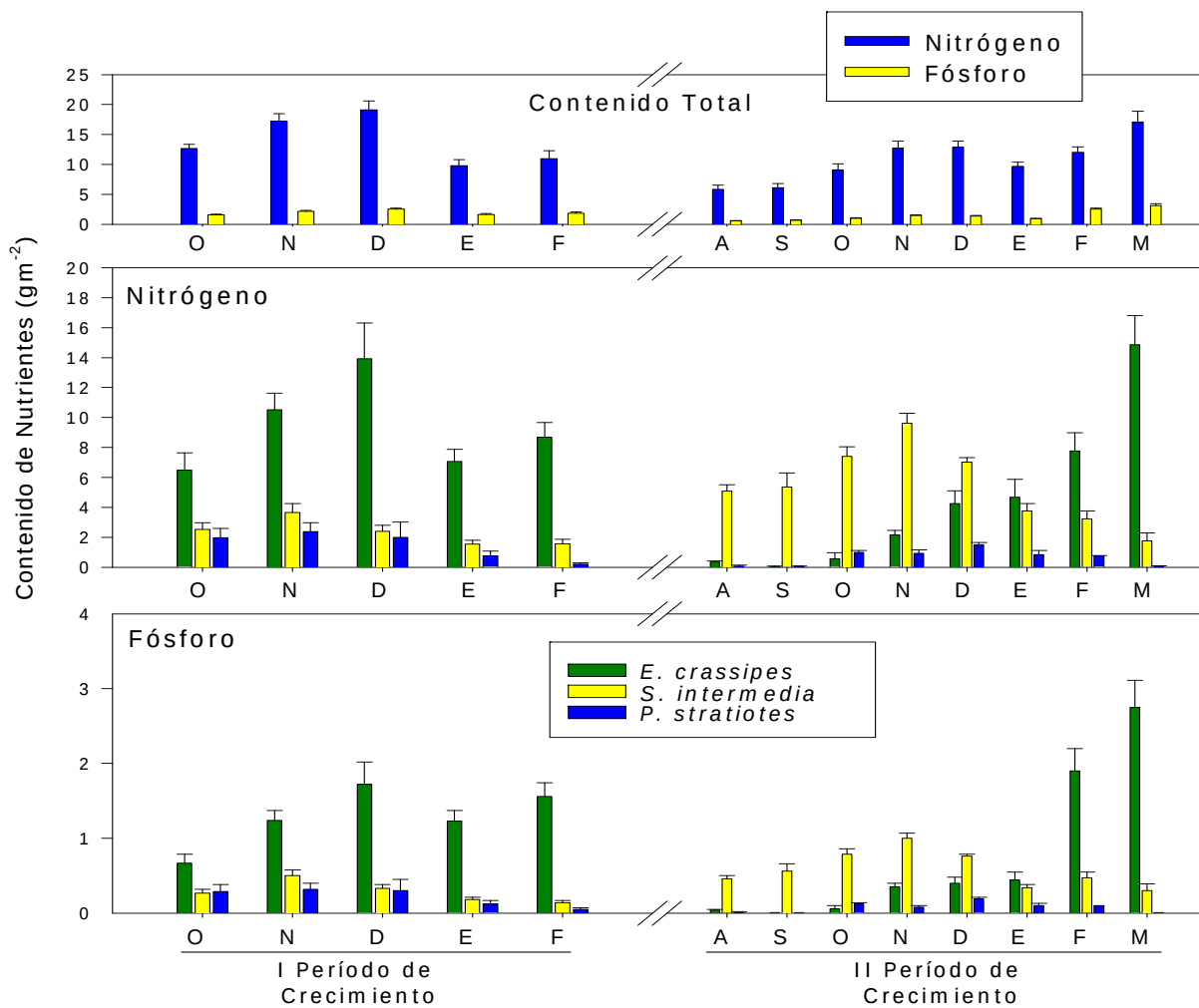


Fig. 6. Variación del contenido de N y P en la biomasa total y en las hidrófitas que superaron el 5% de la biomasa total la mayor parte del año. Se indican los valores medios mensuales y el error estándar.

Incorporación de nutrientes de las hidrófitas

La incorporación de nutrientes de las hidrófitas fue muy variable para todas las especies y entre períodos de crecimiento, por lo cual no se detectaron diferencias significativas entre ambos factores. La biomasa total presentó valores de incorporación máxima de 170 y 144 $\text{mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ en octubre de 1998 y marzo de 2002, respectivamente mientras que para el P fue de 21 y 56 $\text{mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ en setiembre de ambos períodos (Fig. 7). *Eichhornia crassipes* presentó mayores valores de incorporación durante el segundo período, alcanzando los máximos valores para el N en primavera de 1998 ($148.9 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$) y marzo de 2000 ($202.6 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$) (Fig. 18). *Spirodela intermedia* incorporó valores máximos de N de 41.0 y 78.0 $\text{mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ en la primavera de 1998 y 1999, respectivamente (Fig 7). La incorporación máxima de P de *E. crassipes* fue 21.1 y 52.2 $\text{mgPm}^{-2}\text{d}^{-1}$ en la primavera de 1998 y verano de 2000. Para *S. intermedia*, estos valores fueron 8.6 y 7.5 $\text{mgPm}^{-2}\text{d}^{-1}$ en la primavera de 1998 y 1999, respectivamente. En algunos períodos se registraron valores

Tabla VII. Variación temporal de la concentración de N y P en las hidrófitas (%) y contenido de nutrientes en la comunidad gm⁻². Se indica la media y el error estándar (n=3), los meses sin valores corresponden a la ausencia de dicha especie.

	I período de crecimiento										II período de crecimiento									
	O	N	D	E	F	A	S	O	N	D	J	F	M							
<i>E. crassipes</i>	N 3.2±0.1	3.3±0.0	2.2±0.0	1.1±0.0	1.3±0.0	2.5±0.0	3.8±0.0	3.6±0.1	3.7±0.1	3.1±0.0	2.4±0.0	2.5±0.1	3.0±0.1							
	P 0.3±0.0	0.4±0.0	0.3±0.0	0.2±0.0	0.2±0.0	0.3±0.0	0.4±0.0	0.4±0.0	0.6±0.0	0.3±0.0	0.8±0.0	0.2±0.1	0.6±0.2							
<i>S. intermedia</i>	N 3.0±0.1	2.7±0.1	2.9±0.1	2.4±0.0	2.3±0.0	3.3±0.0	3.5±0.0	3.3±0.0	3.5±0.0	3.1±0.1	2.2±0.0	3.5±0.1	3.0±0.1							
	P 0.3±0.0	0.4±0.0	0.4±0.0	0.3±0.0	0.2±0.0	0.3±0.0	0.4±0.0	0.4±0.0	0.4±0.0	0.3±0.0	0.2±0.0	0.5±0.0	0.5±0.0							
<i>P. stratiotes</i>	N 3.5±0.1	3.3±0.0	2.7±0.0	4.0±0.1							3.2±0.1	3.3±0.1	2.8±0.1							
	P 0.9±0.0	0.5±0.0	0.4±0.0	0.3±0.1							0.3±0.0	0.3±0.1	0.3±0.0							
<i>H. bonariensis</i>	N 2.6±0.1	3.6±0.2	3.0±0.2	3.9±0.1	2.6±0.1	3.7±0.1	4.2±0.1	4.2±0.1	2.6±0.0	3.8±0.1	4.3±0.2	4.0±0.2	4.6±0.2							
	P 0.4±0.0	0.5±0.0	0.5±0.0	0.6±0.0	0.7±0.0	0.7±0.0	0.5±0.0	0.5±0.0	0.2±0.0	0.4±0.0	0.5±0.0	0.5±0.0	0.5±0.1							
									1											
<i>L. peploides</i>	N 3.5±0.0	2.2±0.1	1.6±0.2	1.4±0.0	1.8±0.2								3.7±0.1							
	P 0.8±0.0	0.7±0.0	0.7±0.1	0.5±0.0	0.7±0.0								0.5±0.0							
<i>Azolla sp.</i>	N 3.5±0.1	2.8±0.1	3.6±0.0																	
	P 0.3±0.0	0.3±0.0	0.4±0.0						3.2±0.1	3.0±0.1	3.0±0.1	3.7±0.0	3.6±0.1							
<i>S. auriculata</i>	N 4.1±0.0	2.8±0.0	3.6±0.0			3.8±0.1		3.7±0.1	3.7±0.0	3.6±0.0	3.4±0.2	3.1±0.1	3.7±0.1							
	P 0.5±0.1	0.3±0.0	0.7±0.0			0.3±0.1		0.3±0.0	0.4±0.0	0.3±0.0	0.3±0.0	0.3±0.0	0.4±0.0							
<i>R. nasturtium.- aquaticum</i>	N 6.0±0.1	4.2±0.2				4.0±0.2	5.1±0.3	3.9±0.1												
	P 0.6±0.0	0.4±0.0				0.4±0.0	0.5±0.0	0.4±0.0												
<i>A. philloxeroides</i>	N 3.6±0.1	3.5±0.2	2.0±0.0	1.6±0.1	2.6±0.1	2.7±0.1	2.7±0.0	3.8±0.0		3.5±0.1		1.3±0.0	2.8±0.2							
	P 0.±0.0	0.5±0.0	0.2±0.0	0.2±0.0	0.8±0.0	0.3±0.0	0.2±0.0	0.4±0.0		0.3±0.0										
<i>COMUNIDA D</i>	N 12.6	16.0	18.7	7.8	11.0	5.8	5.4	6.6	7.1	13.9	7.6	11.2	17.1							
	P 1.6	2.0	2.5	1.3	1.8	0.5	0.6	0.7	0.8	1.5	0.7	2.4	3.1							
(g m ⁻²)																				

de liberación de nutrientes, principalmente para *E. crassipes* luego de alcanzados los máximos de biomasa en diciembre de 1998. Lo mismo ocurrió para *S. intermedia* cuando *E. crassipes* comienza su ciclo de crecimiento. La producción primaria se correlacionó con la incorporación de nutrientes para *E. crassipes*, *S. intermedia*, *P. stratiotes*, *H. bonariensis*, *L. peploides*, *Azolla* sp. y *S. auriculata* con un $R > 0.8$, $p < 0.05$ para el N y un $R > 0.71$, $p < 0.05$ para el P, en todos los casos. A su vez, la producción de biomasa de la comunidad se correlacionó positivamente con la incorporación de N ($R = 0.80$, $p < 0.05$) y P ($R = 0.71$, $p < 0.05$) de la comunidad. La incorporación de ambos nutrientes se correlacionó entre si para *E. crassipes* ($R = 0.89$, $p < 0.05$), *S. intermedia* ($R = 0.93$, $p < 0.05$), *P. stratiotes* ($R = 0.97$, $p < 0.05$), *H. bonariensis* ($R = 0.93$, $p < 0.05$), *L. peploides* ($R = 0.98$, $p < 0.05$), *S. auriculata* ($R = 0.96$, $p < 0.05$), *A. philoxeroides* ($R = 0.95$, $p < 0.05$) y para la comunidad ($R = 0.89$, $p < 0.05$).

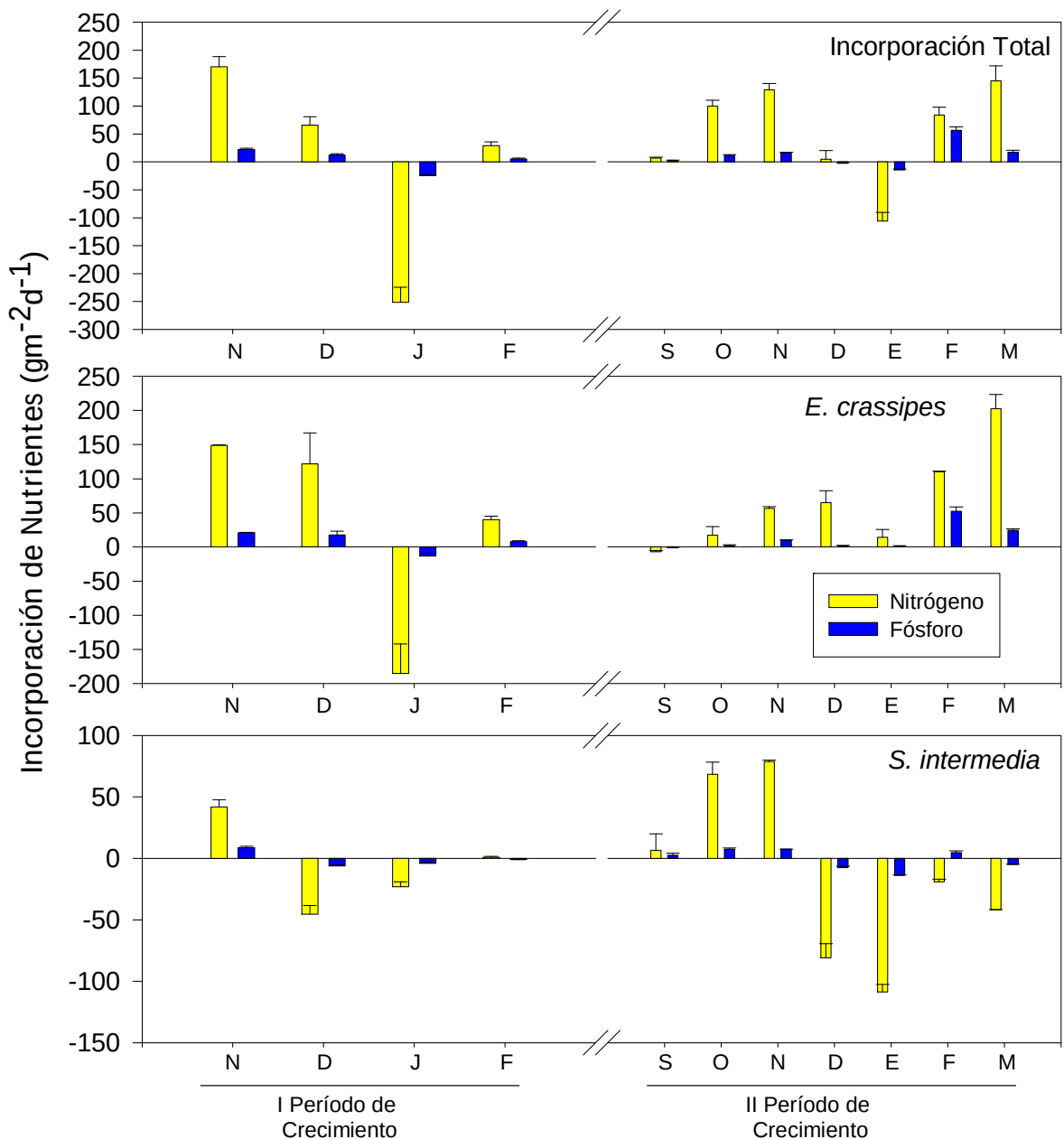


Fig. 7. Incorporación de nutrientes de la biomasa total de la comunidad, de *E. crassipes* y *S. intermedia*. Los valores graficados indican la media mensual y el error estándar.

Remoción de nutrientes por la cosecha de hidrófitas

La cosecha en el primer período de crecimiento, podría haber mantenido en su fase de crecimiento lineal a *E. crassipes* y no haberle permitido alcanzar una fase de estabilización (Fig. 4). Por el contrario, para *S. intermedia* la cosecha realizada durante el segundo período habría compensado la producción, manteniendo a la especie en una biomasa entorno a los 150 gPSm⁻² (Fig. 4).

El mínimo y máximo contenido de N y P asociado a la columna de agua del lago fue 13.6-76.4kg y 2.2-11.6kg respectivamente, mientras que asociada al sedimento la carga fue de 1000-2700kg de N y 170-360kg de P. Durante el programa de cosechas se removieron 39.6kg de N y 5.4 kg de P en el primer período de crecimiento, mientras que en el segundo se removió 25.9kg de N y 2.7 kg de P. La cosecha removió un 88% y 78% de la carga de N y P asociada al agua durante el primer período y un 57.6% y 39.1% durante el segundo período, respectivamente. Sin embargo, la cosecha removió el 2% del N y P asociado a los sedimentos del lago en el primer período de crecimiento, y únicamente un 1% en el segundo período.

5.4.6. CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN EL LAGO Y LOS HUMEDALES

En la figura 19 se muestra la concentración de NT y PT en el lago y los estanques, donde se observa claramente que si bien la concentración de nutrientes en los estanques esta fuertemente condicionada por la concentración en el lago, las diferencias entre ambas pueden atribuirse a procesos internos de los humedales. La disminución de nutrientes en los estanques coincidió con el crecimiento lineal de *E. crassipes*, principalmente durante el segundo período de crecimiento, mientras que la liberación de nutrientes de las hidrófitas (Fig. 7) no se corresponden con un aumento en el agua de los estanques (Fig. 8).

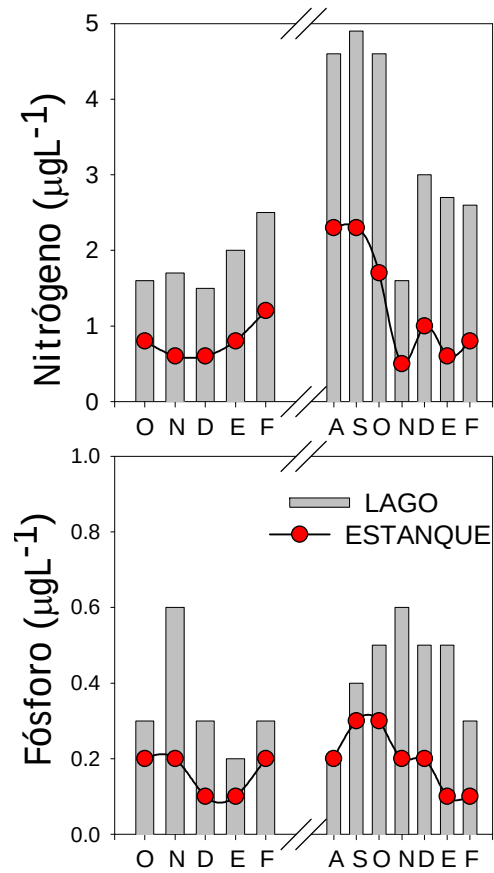


Fig. 8. Concentración de nitrógeno y fósforo en el lago y los humedales.

5.4.5. DISCUSIÓN

5.5.1. Manipulaciones hidrológicas

El régimen hidrológico impuesto al lago fue uno de los factores determinantes del funcionamiento químico del mismo, así como de la comunidad fitoplanctónica (Kruk 2001). El FRS fue muy bajo la mayor parte del tiempo, debido a la rápida incorporación por el fitoplancton, alcanzando valores limitantes para este en todas las manipulaciones hidrológicas (concentración menor a $3.1 \mu\text{g l}^{-1}$ según Reynolds 1997). El SRS no presentó diferencias entre períodos hidrológicos pero alcanzó niveles críticos para el fitoplancton en todos los períodos (concentración menor a $3 \mu\text{g l}^{-1}$ Reynolds 1997). Las únicas manipulaciones que registraron fases de agua clara fueron el bombeo subterráneo y la recirculación. Sin embargo, estas se debieron principalmente a fluctuaciones en la biomasa algal, debido al colapso de las poblaciones de diatomeas por su consumo excesivo de SRS (Kruk 2001). La herbivoría del zooplancton no habría sido suficiente para controlar las poblaciones fitoplanctónicas y el PT no alcanzó en ningún momento el valor mínimo de 60 mg l^{-1} , para el cual dichas fases aumentan su probabilidad de ocurrencia (Hosper 1997, Moss et al. 1996).

El bombeo de agua subterránea promovió los elevados valores de conductividad, alcalinidad, NT, NO_3 y NO_2 (Scasso et al. 2001), así como la oxigenación completa de la columna de agua incluso durante el verano (Mazzeo et al. 2000). Los altos niveles de nutrientes mantuvieron una elevada biomasa algal, la cual contribuyó considerablemente a aumentar los SES. Sin embargo, el disco de Secchi alcanzó los niveles más altos en este período, lo cual pudo estar más condicionado por la composición y biovolumen del fitoplancton presente ya que la clorofila fue muy elevada. El PT y FRS fueron mínimos durante esta etapa, probablemente debido a la reducida liberación desde el sedimento promovida por la oxigenación del fondo del lago, el suministro de NO_3 y la menor carga interna de nutrientes de ese período. La relación NT/PT fue muy elevada, no siendo la relación más favorable para las cianofíceas oscilatorias (Sommaruga 1995), indicando una fuerte limitación por P. Las asociaciones de fitoplancton dominantes en este período fueron clorofitas cicales (J, F), nostocales como *Anabaena* (H), oscilatorias (S) como *Limnithrix*, diatomeas (D) y cryptomonas (Y) (Kruk 2002).

Durante la recirculación de agua, todas las variables fisicoquímicas presentaron valores intermedios entre el bombeo de agua subterránea y el aislamiento hidrológico, destacándose un aumento en el FRS, PT y NH_4 promovida por la anoxia estival en el fondo. Luego de la eliminación del bombeo de agua subterránea disminuyeron los valores de alcalinidad, conductividad, NT, NO_2 y NO_3 . El ascenso del pH pudo deberse a la elevada fotosíntesis, así como a una disminución de la concentración de NO_3 el que puede provocar acidificación (Vymazal 1995). La materia orgánica de los SES aumentó considerablemente debido probablemente a que la disminución del NO_3 disminuye la tasa de descomposición de la misma. La relación NT/PT disminuyó abruptamente, manteniéndose en valores en los cuales tanto el N como el P pueden ser limitantes para el fitoplancton (Sommaruga 1995) y para la cual las cianobacterias se ven favorecidas, demostrado a su vez por Aubriot et al. (2000). La comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por las asociaciones L_M y M que corresponden a una alternancia de dinoflagelados y cianobacterias cicales (L_M) y a cianobacterias cicales (M) ambas con representantes del género *Microcystis* (Kruk 2002).

En el aislamiento hidrológico la calidad del agua se deterioró rápidamente, alcanzando condiciones limnológicas muy similares a las previas al programa de restauración, con una profundidad del disco de Secchi menor a 0.4m, dominancia fitoplanctónica de la oscilatoria *Plankthotrix aghardii* (asociación S), períodos de anoxia estivales prolongados y no presentó fases de agua clara. Sin embargo, la Cla a, PT y relación NT/PT no alcanzaron valores tan extremos como los registrados por Sommaruga (1995) indicando

que el sistema responde retardadamente al cambio del régimen hidrológico.

5.5.2. Manipulación hidrológica vs. biomanipulación

La biomanipulación simultánea a la manipulación hidrológica no habría interferido significativamente en la dinámica fisicoquímica del lago. Por el contrario, los cambios en las características fisicoquímicas estuvieron fundamentalmente condicionadas por las alteraciones del régimen hidrológico. Esto se observa claramente en la disminución del NT y NO_3 con el apagado de la bomba de agua subterránea y la disminución del oxígeno en el fondo, con el consecuente aumento del PT, en los restantes regímenes hidrológicos.

Inicialmente se pensó que las fases de agua clara eran promovidas por la biomanipulación. Sin embargo, Kruk (2002) encontró que dichas fases habrían sido resultado del colapso de una comunidad fitoplanctónica, dominada por diatomeas frente a condiciones limitantes de sílice. Por otra parte, el pico de cladóceros observados durante dichas fases habrían sido resultados de estas y no su promotor, contribuyendo únicamente a alargar su duración en el tiempo (Lacerot 2003).

Dado que las fases de agua clara disminuyen considerablemente su probabilidad de ocurrencia a concentraciones de PT mayores a $60 \mu\text{g L}^{-1}$ (Moss *et al.* 1996) y que estas concentraciones fueron excedidas la mayor parte de tiempo, la biomanipulación en el Lago Rodó no habría contribuido significativamente al mejoramiento de la calidad del agua. Mas aún, la biomanipulación no podría haber generado efectos significativos, ya que de hecho no cumplió con su objetivo, no siendo efectiva en controlar a los peces planctívoros (Scasso *et al.* 2001).

5.5.3. Funcionamiento del Lago y los humedales

Los procesos biogeoquímicos en el lago están fundamentalmente condicionados por la descomposición de la materia orgánica del fitoplancton y de la vegetación circundante y por el régimen hidrológico. Durante el suministro de agua subterránea, las condiciones de oxidorreducción se mantuvieron elevadas debido a la circulación de agua, favoreciendo la oxigenación del fondo. Esta fuente continua de agentes oxidantes habría inhibido las condiciones reductoras típicas del fondo de un lago hipereutrófico, favoreciendo la acumulación de FRS más que su liberación. Durante esta fase hidrológica los niveles de nutrientes fueron suficientemente altos para mantener una elevada biomasa algal. Una vez eliminada el agua subterránea, la dinámica de óxido reducción del sistema cambió. En las nuevas condiciones prevalece la producción de oxígeno por la fotosíntesis fitoplanctónica durante el día y el consumo por la descomposición de materia orgánica durante la noche. La elevada fotosíntesis diaria en momentos de mezcla, podría oxigenar parcialmente el fondo del lago, alternándose condiciones oxidadas y reducidas. Esto habría favorecido la denitrificación, explicando la rápida desaparición del reservorio de nitrógeno, pero habría sido insuficiente para consumir todo el NH_4 producido favoreciendo su acumulación. A su vez, la anoxia más prolongada promovió la movilización de la carga interna desde el sedimento, explicando el aumento del PT y FRS durante las dos últimas manipulaciones hidrológicas. Sin embargo, la recirculación a través de los humedales habría contrarrestado la liberación de P desde el sedimento, manteniendo sus niveles apenas mayores que durante el suministro de agua subterránea y la doble limitación de nutrientes, por N y por P. Durante la última manipulación hidrológica estos procesos se hicieron más evidentes debido al aumento del tiempo de retención del agua, lo cual favoreció la anoxia, liberación de FRS y acumulación de NH_4 . De esta manera, la excesiva liberación de nutrientes disueltos en el lago, sumado a la ruptura del sistema de remoción de nutrientes a través de los humedales condujo a un aumento de la clorofila, favoreció el establecimiento del tercer estado estable en lagos someros (Scheffer 1998) dominado por *P. aghardii* y reestableció finalmente condiciones muy similares a la prerestauración.

La cobertura de hidrófitas en los humedales disminuyó la turbulencia del agua, facilitando la sedimentación de partículas y retención del fitoplancton, sólidos suspendidos y los nutrientes asociados como el NT y PT provenientes del lago. Resultados similares fueron obtenidos por Poi de Neiff *et al.* (1994), Maine *et al.* (1999) y Kim y Kim (2000). De esta manera, las raíces actúan como un filtro, facilitando la disminución, depositación y descomposición del fitoplancton (Kim y Kim 2000). Estos mecanismos fueron también muy efectivos en la retención del material alóctono, recibido del parque arbóreo que circunda el lago, siendo *E. crassipes* la especie más efectiva. La descomposición de materia orgánica y el menor intercambio gaseoso con la atmósfera debido a la cobertura de hidrófitas, promovieron las condiciones anóxicas y reductoras en los humedales, las cuales favorecieron la liberación de FRS desde el sedimento. La alternancia de condiciones de oxidación y reducción promovidas por una elevada relación rizósfera - volumen de agua habrían maximizado los procesos de denitrificación (Vymazal 1995), siendo este proceso y la incorporación por las hidrófitas las principales causas de pérdida, explicando los menores valores de NO_3 en los humedales. La amonificación bajo condiciones anóxicas se vio favorecida por el pH ligeramente ácido, la temperatura no menor a los 9°C, la elevada disponibilidad de nitrógeno y el importante suplemento de carbono disuelto, producto de la descomposición de materia orgánica. Sin embargo, las condiciones no habrían sido favorables para la volatilización de amonio debido a la baja turbulencia del agua y los altos tenores de CO_2 disuelto (Vymazal 1995), sumado a que la rizósfera oxigenada podría haber sido insuficiente para oxidar todo el NH_4 a NO_3 , favoreciendo su acumulación. Estas condiciones se hacen más notorias durante el aislamiento hidrológico, debido al aumento del tiempo de retención, donde el NH_4 alcanzó valores críticos para el crecimiento de los peces (0.5 mg l^{-1} según Roldán (1992)) y se superaron en algunos momentos los valores letales (25 mg l^{-1} según Roldán (1992)), explicando la gran mortandad de peces observada en los humedales. Los estanques entonces actuaron como un transformador de nutrientes de acuerdo al criterio de Mitsch y Gosselink (1986), reteniendo las fracciones particuladas de nutrientes y exportando las formas inorgánicas disueltas, principalmente FRS y NH_4 .

5.5.4. La comunidad de hidrófitas

La comunidad de hidrófitas presentó una elevada riqueza específica, con la mayoría de los géneros de especies flotantes libres del país representadas. *Eichhornia crassipes* fue la especie dominante de la comunidad y la de mayor biomasa en los meses cálidos. Los valores de biomasa registrados fueron similares o menores que los presentados por Vymazal (1995) para dicha especie en regiones subtropicales. Esta especie fue fácilmente cultivable y su cosecha no presentó mayores complicaciones. *Eichhornia crassipes* fue la especie más adecuada para remover nutrientes en el sistema de recirculación de agua diseñado, lo que concuerda con los resultados de DeBusk y Ryther (1981), Reddy y DeBusk (1984) y Záková *et al.* (1994). Sin embargo, como esta no resiste las temperaturas invernales y *S. intermedia* puede mantener una elevada producción de biomasa durante el invierno, esta última aparece como una especie alternativa y complementaria en sistemas subtropicales. Tanto *E. crassipes* como *S. intermedia* proveen de un sustrato para plantas epifitas, las cuales en primavera y otoño, complementan eficientemente la producción de la biomasa de la comunidad. La epifita *H. bonariensis* seguida de *A. philoxeroides* constituyeron las especies que mejor complementaron la producción de biomasa durante primavera.

Las diferencias en la biomasa de *E. crassipes* entre ambos períodos se debió fundamentalmente a la ausencia de heladas y la mayor temperatura del agua durante el invierno de 1998. En el segundo período de crecimiento, las menores temperaturas registradas en invierno y primavera de 1999 habrían enlentecido el crecimiento de *E. crassipes*, permitiendo que las otras especies flotantes libres persistieran hasta el verano. Además, el inóculo de plantas viables de *E. crassipes* al comienzo de la primavera de 1998 fue mayor, favoreciendo su rápida colonización. El efecto de inviernos más severos que retardan y disminuyen la

producción de biomasa, así como la influencia de un mayor stock inicial de plantas coincidieron con las descripciones de Center y Spencer (1981) para un lago subtropical. En los humedales del lago, la comunidad más rica en especies aseguró la producción de biomasa todo el año y la atenuación de los efectos de condiciones climáticas severas. Además, los monocultivos de *E. crassipes* están más expuestos a enfermedades y ataques de insectos (DeBusk y Ryther 1981, Reddy y DeBusk 1984). Por lo tanto, las comunidades más diversas son más ventajosas para el tratamiento de aguas en zonas subtropicales y tropicales.

5.5.5. La remoción de nutrientes

La concentración de N y P en cada especie se encontró dentro del rango presentado por Vymazal (1995). Sin embargo, el contenido e incorporación de nutrientes por la biomasa mostró valores menores. La concentración de nutrientes en el agua puede ser limitante para la producción de biomasa, especialmente en meses cálidos el consumo es máximo (Reddy *et al.* 1989, 1990). De acuerdo con resultados de campo de Balasooriya *et al.* (1984a), el crecimiento de *E. crassipes* es limitado en concentraciones de FRS, NO_3 y NH_4 menores de 0.04, 0.03 y 0.21 mgL^{-1} , respectivamente, mientras que Balasooriya *et al.* (1984b) encontró una disminución del crecimiento en cultivos a concentraciones de FRS y NO_3 de 0.5 mgL^{-1} . Haller *et al.* (1970) en Center y Spencer (1981) proponen que la limitación del crecimiento de *E. crassipes* se da a niveles de FRS y NO_3 de 0.1 y 0.5-1.0 mgL^{-1} , respectivamente. Para las lemnáceas, Landolt (1986) propone valores críticos de 0.006 mgL^{-1} y 0.04 mgL^{-1} para el fósforo y nitrógeno, respectivamente. La concentración de nutrientes en los humedales fue momentos menores a esas concentraciones en algunos momentos, por lo que el crecimiento de dichas especies pudo haber estado limitado por nutrientes. La menor relación tallo/raíz es un indicador de limitación de nutrientes en *E. crassipes* (DeBusk y Reddy 1987; Kim y Kim 2000, Balasooriya *et al.* 1984b), debido a que su crecimiento las aproxima a los sedimentos ricos en nutrientes y aumenta la superficie de absorción (Center y Spencer 1981). En los humedales las raíces de *E. crassipes* superaron los 90cm durante el verano alcanzando los sedimentos. Por otro lado, Carpenter y Adams (1977) sugieren que la variabilidad en la concentración de nutrientes en la biomasa de las especies disminuye a medida que estos se vuelven limitantes, y por lo tanto un bajo coeficiente (<15) de variación de la concentración de nutrientes indicaría limitación. Para ninguna especie de hidrófitas en los humedales los coeficientes de variación superaron ese valor. Estos resultados indican que existió limitación por nutrientes, la cual habría impedido que se alcanzaran valores aún mayores de biomasa, pero no afectó el desarrollo normal de las plantas, lo cual pudo haber sido compensado por la elongación de la raíz en *E. crassipes* y por las condiciones anóxicas que favorecieron.

El contenido de N y P en la biomasa de las especies y de la comunidad fue determinada por la biomasa y no por la concentración de nutrientes. A mayor biomasa mayor contenido de nutrientes. *Eichhornia crassipes* fue nuevamente la especie más importante aunque presentó una variación interanual muy marcada. *Spirodela intermedia* presentó el mismo patrón entre períodos de crecimiento, disminuyendo su contenido de nutrientes cuando *E. crassipes* comenzó su crecimiento, siendo *H. bonariensis* la tercer especie en importancia. La concentración de nutrientes en *E. crassipes* y *S. intermedia* presentó un claro acople temporal, con una importante disminución entre noviembre y diciembre en ambos períodos de crecimiento. Esta disminución fue acompañada de una reducción en el contenido en la biomasa y de la incorporación e incluso valores de liberación de nutrientes. Sin embargo, este aparente proceso de liberación de nutrientes desde las plantas al agua no fue acompañado de un aumento en la concentración de nutrientes en los estanques, indicando la existencia de otros procesos. En el caso de *E. crassipes*, este claro patrón estacional podría indicar la asimilación de nutrientes en tejidos con menor relación C/N y C/P debido a la generación de fibras

de soporte (DeBask y Reddy 1987). En cambio para *S. intermedia* esta caída pudo deberse a la reducción de su metabolismo debido a la fuerte competencia con *E. crassipes*.

5.5.6. Eficiencia del sistema de remoción de nutrientes

La mayor producción de biomasa observada durante el primer período de crecimiento y la menor concentración de nutrientes en el agua permitió que el N y P en las plantas representara más del 50 % de los nutrientes en la columna de agua, tanto del lago como de los estanques. Sin embargo, las no tan favorables condiciones climáticas del segundo período disminuyeron la capacidad de remoción de nutrientes de *E. crassipes* y la liberación de nutrientes superó en gran medida la capacidad de incorporación de las hidrófitas. La cosecha de hidrófitas fue muy eficiente para disminuir la carga disuelta asociada al agua pero, absolutamente insuficiente para controlar la carga interna asociada al sedimento. De esta manera se hace evidente la necesidad de implementar medidas que inmovilicen la carga interna fundamentalmente de P.

El programa de cosecha debería ser ajustado para aumentar la eficiencia del sistema de remoción de nutrientes de acuerdo a los objetivos de manejo del sistema. Para mantener un sistema muy productivo, una cosecha frecuente sería lo más apropiado y la biomasa debería mantenerse dentro de un rango óptimo de densidad, en el cual la producción de biomasa sea máxima (DeBask y Reddy 1987). De acuerdo a nuestros resultados, y a datos experimentales de Reddy y DeBask (1984), el rango óptimo de densidad de *E. crassipes* es 500-800 gPSm⁻². Las cosechas deberían realizarse luego de superar los 800 gPSm⁻², hasta alcanzar una biomasa menor a los 500 gPSm⁻², la cual permite la extensión de la fase de crecimiento. Para *S. intermedia*, el rango de densidad óptima es 150-250 gPSm⁻², y una cosecha quincenal mantendría la biomasa dentro de ese rango durante el invierno y la primavera. Esta estrategia sería la apropiada para el control de la carga interna de P ya que esta depende fundamentalmente de las tasas de incorporación (DeBask y Reddy 1987). Por el contrario, la máxima remoción de N se alcanzaría durante la mayor densidad de hidrófitas las que promueven la denitrificación y por lo tanto, la cosecha infrecuente sería mas adecuada (Reddy *et al.* 1989).

5.5.7. Consideraciones para el manejo del sistema

El tiempo de residencia del agua fue uno de los factores determinantes en el mejoramiento de la calidad del agua del Lago Rodó. Únicamente la circulación asistida por bombas, permitió generar suficientes perturbaciones para impedir una dominancia de asociaciones S y M potencialmente tóxicas (Kruk 2002). A su vez, tanto el suministro de agua subterránea como la recirculación, fueron efectivos para disminuir la concentración de clorofila del lago y desarrollar fases de agua clara en la primavera. Sin embargo, el tipo de manipulación hidráulica fue clave para determinar las condiciones fisicoquímicas. El bombeo de agua subterránea atenuó la movilización de la carga interna de P, disminuyendo su liberación desde el sedimento. Sin embargo, constituye una importante carga externa de nutrientes al lago. La recirculación es el sistema más eficiente para disminuir la carga de nutrientes y clorofila del lago, pero la relación NT/PT favoreció la proliferación de cianobacterias potencialmente tóxicas. Esto podría ser evitado aumentando el régimen de perturbaciones en el sistema, realizando un lavado superficial del lago en momentos críticos para estas poblaciones (en invierno cuando las tasas de crecimiento son menores) lo cual se alcanzaría simplemente regulando el nivel del agua del lago con una compuerta. Si la frecuencia de apertura de la compuerta fuera menor a los 8 días la diversidad fitoplanctónica podría verse favorecida según Padisák (1993), impidiendo la dominancia de oscilatoriáceas o asociaciones M y contribuir sucesivamente al empobrecimiento de nutrientes. Por otra parte, el aislamiento hidrológico, que ha sido el régimen de circulación de agua del lago desde su

creación (exceptuando las entradas pluviales temporales) es el más inapropiado para el mejoramiento de la calidad del agua. En este disminuye el tiempo de residencia del agua, favoreciendo el establecimiento de *P. aghardii*, (especie potencialmente neurotóxica) y promoviendo la estabilización del tercer estado estable de los sistemas someros (Scheffer 1998).

4.6. CONCLUSIONES

- La manipulación hidrológica fue determinante en el mejoramiento de la calidad del agua
- La circulación mediada por bombas permitió desarrollar fases de agua clara en primavera.
- El aislamiento hidrológico es el sistema de circulación más inapropiado y debe ser evitado.
- El sistema de recirculación es el régimen hidrológico más eficiente en el mejoramiento de la calidad del agua. Sin embargo, requiere de medidas complementarias como ser:
 - suplemento temporal de agua subterránea para disminuir la anoxia estival.
 - manejo del nivel del agua mediante una compuerta para reducir la población de cianofíceas.
 - ajustar el programa de cosecha para controlar la carga de nitrógeno y fósforo.
 - remover la entrada de materia orgánica del arbolado del parque y removerla de los estanques.
- *Eichhornia crassipes* fue la especie más eficiente para la remoción de nutrientes en meses cálidos, seguida de *S. intermedia* en meses fríos.
- Los humedales se comportan como transformador de los nutrientes, retuvieron fracciones particuladas en la rizósfera las que fueron transformadas a FRS y NH_4 .
- El programa de cosechas es un eficiente mecanismo de remoción de nutrientes asociados a la columna de agua, pero insuficiente para controlar la carga interna asociada al sedimento, requiriéndose medidas adicionales para controlar dicha carga.

6. CAPÍTULO 2: INCORPORACIÓN DE
NUTRIENTES DE
E. crassipes y *S. intermedia*

6.1. INTRODUCCIÓN

La incorporación real de nutrientes en plantas es de particular interés en estudios ecosistémicos, la cual se puede calcular a partir de cosechas secuenciales *in situ*, en las que se determina la concentración de nutrientes en los tejidos por unidad de tiempo. Por otra parte, la incorporación potencial de nutrientes se determina mediante experimentos cortos, como la tasa de extinción de nutrientes en cultivos de hidrófitas con soluciones de concentraciones conocidas. Ambas aproximaciones proveen de información diferente, aunque muchas veces obtienen resultados similares (Chapin III y VanCleve 1996). El primero, es una medida integrada de todos los factores ambientales que afectan el metabolismo de la planta entre sucesivos muestreos, como ser interacción con otras especies, combinación de varios factores limitantes, fluctuaciones de las condiciones climáticas, entre otros. La segunda estimación es una medida más sensible e inmediata, permite manipular las concentraciones de nutrientes y diferenciar patrones entre especies o ecotipos adaptados a distintas condiciones (Chapin III y VanCleve 1996). Sin embargo, ambos métodos no son directamente comparables, ya que el segundo estima el flujo bidireccional entre el agua y la rizósfera, y por lo tanto puede incluir otros procesos como denitrificación, fijación de nitrógeno atmosférico, adsorción y precipitación de fósforo.

En ambientes naturales están presentes conjuntamente varias especies de hidrófitas flotantes libres, pero poco se conoce acerca de sus ciclos estacionales, relaciones interespecíficas y efectos en la calidad del agua, fundamentalmente para las especies sudamericanas. En tal sentido *E. crassipes* y *S. intermedia*, importantes integrantes de sistemas naturales de Uruguay, probaron ser las especies de mayor biomasa y capacidad de remoción de nutrientes en los humedales del Lago Rodó. Sin embargo, pese a que existen evidencias de que *S. intermedia* no se favorece por la presencia de *E. crassipes*, es importante determinar claramente en que momentos la interacción resulta negativa, si ésta se debe a relaciones interespecíficas o a ciclos estacionales, así como, determinar si el cultivo mixto es ventajoso frente a los respectivos monocultivos en la remoción de nutrientes.

La hipótesis productividad-diversidad asume que las diferencias interespecíficas en el uso de los recursos por plantas, permite que las comunidades más diversas utilicen de manera más eficiente los recursos limitantes y por lo tanto alcancen mayor productividad (Naeem *et al.* 1994). Como fue descrito para praderas (Tilman *et al.* 1997), la pérdida de recursos de los ecosistemas disminuiría con el aumento de la diversidad de plantas, porque éstas aumentarían la inmovilización de nutrientes. De esta manera, la hipótesis diversidad-sustentabilidad postula que la sustentabilidad de los ciclos de nutrientes y la fertilidad de los suelos dependen de la biodiversidad (Tilman *et al.* 1996). Originalmente planteadas para ecosistema terrestres, el cultivo mixto de especies de hidrófitas comparado con monocultivos, constituye una primera aproximación para probar dicha hipótesis en ecosistemas acuáticos, donde la incorporación de nutrientes del agua se vería maximizada por la riqueza de especies.

Si bien los estudios experimentales en microcosmos pueden llevar a resultados irreales (Carpenter *et al.* 1995) debido a la artificialización de las condiciones ambientales, presentan varias ventajas. Pueden ser replicables y reproducibles y son fácilmente manipulables, pudiendo elegir las condiciones iniciales o combinación de especies de acuerdo la pregunta planteada (Lawton 1995). De esta manera, se pueden determinar los principios que regulan los procesos ecológicos y la interacción entre especies, aunque no determinan por si mismos que tan importante es el proceso en la naturaleza (Lampert y Sommers 1997). Un

diseño experimental cuidadoso permite cumplir varios objetivos simultáneamente (Scheffer 1998), así como realizar mediciones que se utilizan en otros cálculos (por ej. tasa de incorporación de nutrientes), probar varias hipótesis y contribuir a un programa de investigación más amplio (Lampert y Sommers 1997). Sin embargo, se debe ser cuidadoso en la interpretación de los resultados y no se deben realizar extrapolaciones ciegas desde los resultados experimentales al funcionamiento de los ecosistemas naturales (Lawton 1995).

Por otra parte, el éxito de un plan de manejo de hidrófitas para reducir la carga de nutrientes debe contemplar los aspectos básicos determinados en estudios bajo condiciones controladas, asociado a un sistema de monitoreo y evaluación en la fase operacional (DeBusk y Reddy 1987). Por estos motivos adquiere relevancia el estudio experimental en microcosmos de las dos especies más abundantes y eficientes en la remoción de nutrientes de los humedales artificiales, así como también estudiar su comportamiento estacional y su desempeño en cultivos mixtos.

6.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Objetivo específico 3: Determinar experimentalmente las tasas de incorporación de nutrientes de las especies de hidrófitas más abundantes.

6.3. METODOLOGÍA

El diseño experimental consistió en 4 tratamientos por triplicado: control (C), *E. crassipes* (E), *S. intermedia* (S) y *E. crassipes* combinada con *S. intermedia* (E+S) los que se realizaron en primavera de 2001 y verano y otoño de 2002. En invierno de 2001 se experimentó únicamente con *S. intermedia* debido a que *E. crassipes* no resiste las temperaturas invernales, por lo tanto el diseño consistió en 2 tratamientos por triplicado: C y S. Los experimentos se realizaron en días con ausencia total de lluvias y tuvieron una duración de 3 días completos. Las variables fisicoquímicas (NO_3 , FRS, K, pH, T y OD) en agua se determinaron todos los días, cada 4hs comenzando a las 9am. Las técnicas de determinación de dichas variables fueron las descritas en el capítulo 1. La concentración de NH_4 se determinó al comienzo de cada día debido a la baja concentración registrada en la fuente de agua utilizada. La incorporación de nutrientes por las hidrófitas se determinó como la extinción de nutrientes en el agua según Chapin III y Van Cleve (1996) y se expresó en gL^{-1} . La tasa diaria máxima de incorporación de nutrientes se calculó restando a la concentración inicial (expresada en mgm^{-2}) las sucesivas medidas dividido el tiempo y se expresó en $\text{mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$, mientras que la tasa media diaria se obtuvo de una regresión lineal, a partir de la variación temporal de la concentración de nutrientes en el agua. Dicha regresión se realizó para cada réplica por separado de manera de obtener 3 valores de incorporación para cada tratamiento. Cuando la regresión no fue significativa, se asumió que la concentración no había variado significativamente en el tiempo por lo que la incorporación habría sido 0.

Previo a comenzar con la serie de experimentos se realizaron pruebas con recipientes de diferentes materiales, duración del experimento, biomasa, ubicación y fuente de agua. Finalmente los experimentos se realizaron en cajones de PVC de 45L, con un área de 0.23 m^2 . Los tratamientos se colocaron en un sitio soleado del patio de la Facultad de Ciencias durante el invierno o flotando en el estanque de la Facultad (Fig. 9) en el



Fig. 9. Dispositivos utilizados en los experimentos de incorporación de nutrientes de las hidrófitas.

resto de las estaciones. Los tratamientos se dispusieron espacialmente al azar luego de sortear su ubicación en un bolillero. Las biomásas utilizadas fueron: 1 kgPF (peso fresco) de *E. crassipes*, 0.5 kgPF de *S. intermedia*, alcanzando una biomasa de 1,5 kgPF en el tratamiento combinado. El volumen de agua utilizado estuvo entre 30 y 25L dependiendo si el experimento se realizaba flotando en el estanque. Se utilizó agua subterránea tomada de la bomba de drenaje del Salón de Actos de la Facultad diluido 2 a 1,5 veces con agua potable debido a la elevada concentración de NO_3 . Esta fue enriquecida con 30ml de una solución concentrada de FRS (solución de K_2HFRS de 50mgL^{-1}) para aumentar la relación N/P. Debido a que las fuentes de agua utilizadas (agua subterránea y agua potable) presentaron diferentes concentraciones de nutrientes entre estaciones, la concentración inicial en el agua fluctuó entre experimentos.

El control consistió en un cajón sin plantas con igual volumen de agua de iguales características que en los restantes tratamientos. En todos los casos se eligieron plantas de *E. crassipes* que se encontraran en la fase de crecimiento previa a la de elongación vertical de los pecíolos, para facilitar la manipulación experimental.

Análisis de datos

Los análisis estadísticos se realizaron para cada estación del año y para cada variable por separado, mediante ANOVA de 2 vías con medidas repetidas, el diseño fue un factor entre sujetos y un factor dentro de los sujetos según Zar (1999). Los factores son tratamientos (4) y tiempo (9). Las hipótesis nulas son:

H_0 : No existen diferencias significativas en la variable considerada entre tratamientos ni en el tiempo.

H_0 : No existe interacción entre el factor tratamiento y el factor tiempo.

6.4. RESULTADOS

6.4.1. Experimento de invierno de 2001

Tanto el FRS como el NO_3 fueron incorporados por S. intermedia, siendo su concentración mayor en el tratamiento C que en el tratamiento S. El FRS en C aumentó en el tiempo, mientras que en el tratamiento S a las 24 hs se consumió el 76% del FRS y la reducción final fue del 88%. La tasa máxima diaria de incorporación fue de $10.8 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$ y se alcanzó a las 4hs de iniciado el experimento (Fig. 10 A). El NO_3 presentó una leve tendencia al aumento en C y en el tratamiento con plantas se redujo en un 44% al final del experimento, con una tasa máxima diaria de incorporación de $94.9 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$ alcanzada a las 24 hs. (Fig. 10 B). El NH_4 no fue detectable en S y aumentó de 10 a 30 mgL^{-1} en C, sin embargo los cambios temporales no fueron significativos por la prueba de Tukey (Fig. 10 C). La variación temporal de FRS y NO_3 se correlacionaron positivamente en S ($R=0.78$, $p<0.001$). En todos los casos existió diferencias en el tiempo e interacción entre el factor tratamientos y tiempo.

El OD y la temperatura mostraron una clara tendencia a disminuir en la noche (Fig. 10 D y E), pero no presentaron diferencias significativas entre tratamientos y si en el tiempo. El OD mostró interacción entre el factor tratamiento y tiempo. La conductividad fue mayor en el control que en el tratamiento con plantas, aumentando en el tiempo en C y disminuyendo en S (Fig. 10 F) y tuvo interacción entre factores. El pH fue mayor en el tratamiento C, mostró un claro aumento en el tiempo en ambos tratamientos, e interacción entre factores (Fig. 10 G). Los resultados de los análisis estadísticos se presentan en la tabla VIII.

Tabla VIII. Resultado de los ANOVAs de 2 vías (con medidas repetidas) para todas las variables fisicoquímicas del experimento de invierno de 2001. En azul se indican las variables que no presentaron diferencias significativas.

Variable	tratamientos ($F_{(df)} \text{ y } p$)	tiempo ($F_{(df)} \text{ y } p$)	interacción ($F_{(df)} \text{ y } p$)
FRS	1220.8 ₍₄₎ , $p<0.001$	13.1 ₍₃₂₎ , $p<0.001$	41.0 ₍₃₂₎ , $p<0.001$
NO_3	320.0 ₍₄₎ , $p<0.001$	6.5 ₍₃₂₎ , $p<0.001$	8.9 ₍₃₂₎ , $p<0.001$
NH_4	27.3 ₍₄₎ , $p<0.01$	4.1 ₍₁₂₎ , $p<0.05$	4.7 ₍₁₂₎ , $p<0.05$
T	0.0005 ₍₄₎ , $p>0.05$	192.5 ₍₃₂₎ , $p<0.001$	1.5 ₍₃₂₎ , $p>0.05$
O_2	0.4 ₍₄₎ , $p>0.05$	14.7 ₍₃₂₎ , $p<0.001$	5.5 ₍₃₂₎ , $p<0.001$
K	416.6 ₍₄₎ , $p<0.001$	6.0 ₍₃₂₎ , $p<0.001$	35.0 ₍₃₂₎ , $p<0.001$
PH	12.3 ₍₄₎ , $p<0.05$	62.3 ₍₃₂₎ , $p<0.001$	7.3 ₍₃₂₎ , $p<0.001$

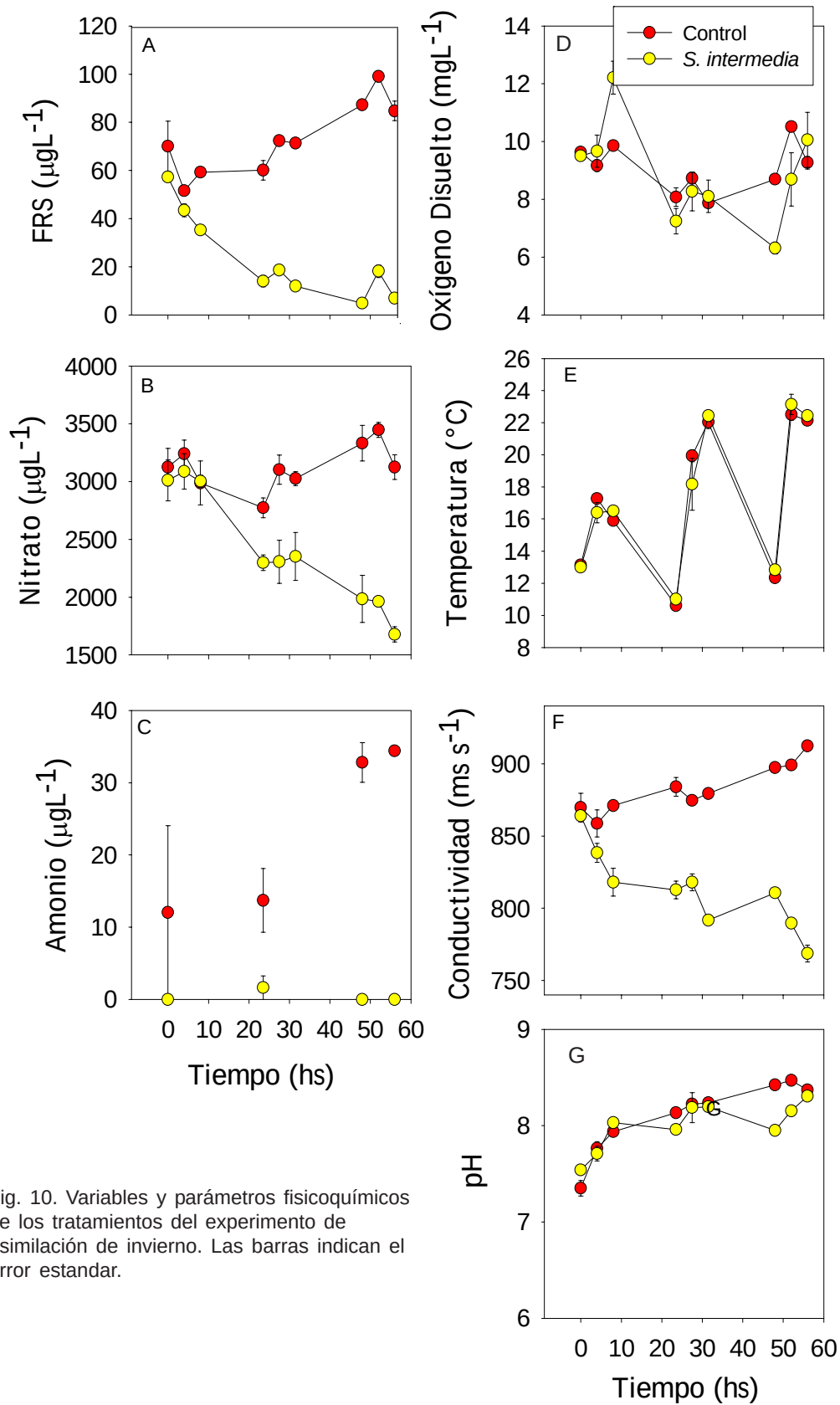


Fig. 10. Variables y parámetros fisicoquímicos de los tratamientos del experimento de asimilación de invierno. Las barras indican el error estándar.

6.4.2. Experimento de primavera de 2001

Los tratamientos con *E. crassipes* (E y E+S) mostraron una clara tendencia a la disminución del FRS en el tiempo (Fig. 11 A). La reducción al final de la experiencia fue del 91% y 81% respectivamente y a las 24 hs. la reducción observada fue del 34% y 72% , respectivamente. La tasa máxima diaria de incorporación de FRS se alcanzó a las 30 hs. con valores de 5.1 $\text{mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$ en *E. crassipes* y a las 24 hs. en E+S con un valor de 11.3 $\text{mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$. La concentración de FRS en el tratamiento C mostró poca variación durante el experimento, mientras que en el tratamiento S se observó una leve tendencia a disminuir, con varios eventos de liberación al agua en el primer día, una reducción del 28% del FRS a las 72 hs y una tasa máxima de incorporación de apenas 0.3 $\text{mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$. Por otra parte, los tratamientos con plantas y principalmente aquellos con *E. crassipes*, presentaron gran variabilidad en la concentración de FRS entre réplicas, la cual se estabilizó hacia el final del experimento. Esto se debió fundamentalmente a que en las diferentes réplicas las hidrófitas comenzaron a incorporar nutrientes en distintos momentos, por lo que el ANOVA únicamente detectó diferencias en el tiempo e interacción entre factores. La Tabla IX presenta los resultados de los análisis estadísticos.

La concentración de NO_3 fue mayor en C y S que en los tratamientos con *E. crassipes* y disminuyó en el tiempo, presentando interacción entre ambos factores. El control presentó cierta variación temporal pero se mantuvo en el entorno de la concentración inicial. El tratamiento S se mantuvo invariable hasta el tercer día, donde incorporó el 64% del NO_3 , correspondiendo a una tasa máxima de incorporación diaria de 81.6 $\text{mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$. Los tratamientos con *E. crassipes* mantuvieron una tendencia constante de reducción del NO_3 alcanzando el 90% en el tratamiento E y el 93% en el E+S al final del experimento. Dichos valores correspondieron a una tasa máxima de incorporación diaria de 128.0 $\text{mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$ y 153.8 $\text{mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$ para E y E+S, respectivamente. La reducción de FRS y NO_3 se correlacionaron positivamente en los tratamientos E y E+S ($R= 1.00$ y $R= 0.90$, $p<0.001$ respectivamente). La concentración de FRS en el tratamiento E+S se correlacionó con la concentración en el tratamiento de *E. crassipes* ($R= 0.95$, $p<0.001$) y en menor medida con la del tratamiento de *S. intermedia* ($R= 0.77$, $p<0.05$), mientras que la concentración de NO_3 se correlacionó únicamente con la del tratamiento de *E. crassipes* ($R= 0.92$, $p<0.01$). El NH_4 no presentó un patrón claro, no diferenciando la concentración entre tratamientos y si en el tiempo y no presentó interacción entre factores (Fig. 11 C).

Tabla IX. Resultados estadísticos del ANOVA de 2 vías (medidas repetidas) del experimento de primavera de 2001. La ausencia de diferencias significativas se presentan en azul.

Variable	tratamientos ($F_{(df)}$ y p)	tiempo ($F_{(df)}$ y p)	interacción ($F_{(df)}$ y p)
FRS	0.2 ₍₇₎ , $p>0.05$	48.0 ₍₅₆₎ , $p<0.001$	13.2 ₍₅₆₎ , $p<0.001$
NO_3	12.3 ₍₈₎ , $p<0.01$	19.1 ₍₆₄₎ , $p<0.001$	2.8 ₍₆₄₎ , $p<0.001$
NH_4	1.2 ₍₈₎ , $p>0.05$	7.4 ₍₁₆₎ , $p<0.01$	1.8 ₍₁₆₎ , $p>0.05$
T	1.9 ₍₈₎ , $p>0.05$	192.6 ₍₆₄₎ , $p<0.001$	1.7 ₍₆₄₎ , $p<0.05$
O_2	30.3 ₍₈₎ , $p<0.001$	5.0 ₍₆₄₎ , $p<0.001$	5.2 ₍₆₄₎ , $p<0.001$
K	33.9 ₍₇₎ , $p<0.001$	8.6 ₍₅₆₎ , $p<0.001$	4.0 ₍₅₆₎ , $p<0.001$
PH	182.1 ₍₈₎ , $p<0.001$	24.4 ₍₆₄₎ , $p<0.001$	14.9 ₍₆₄₎ , $p<0.001$

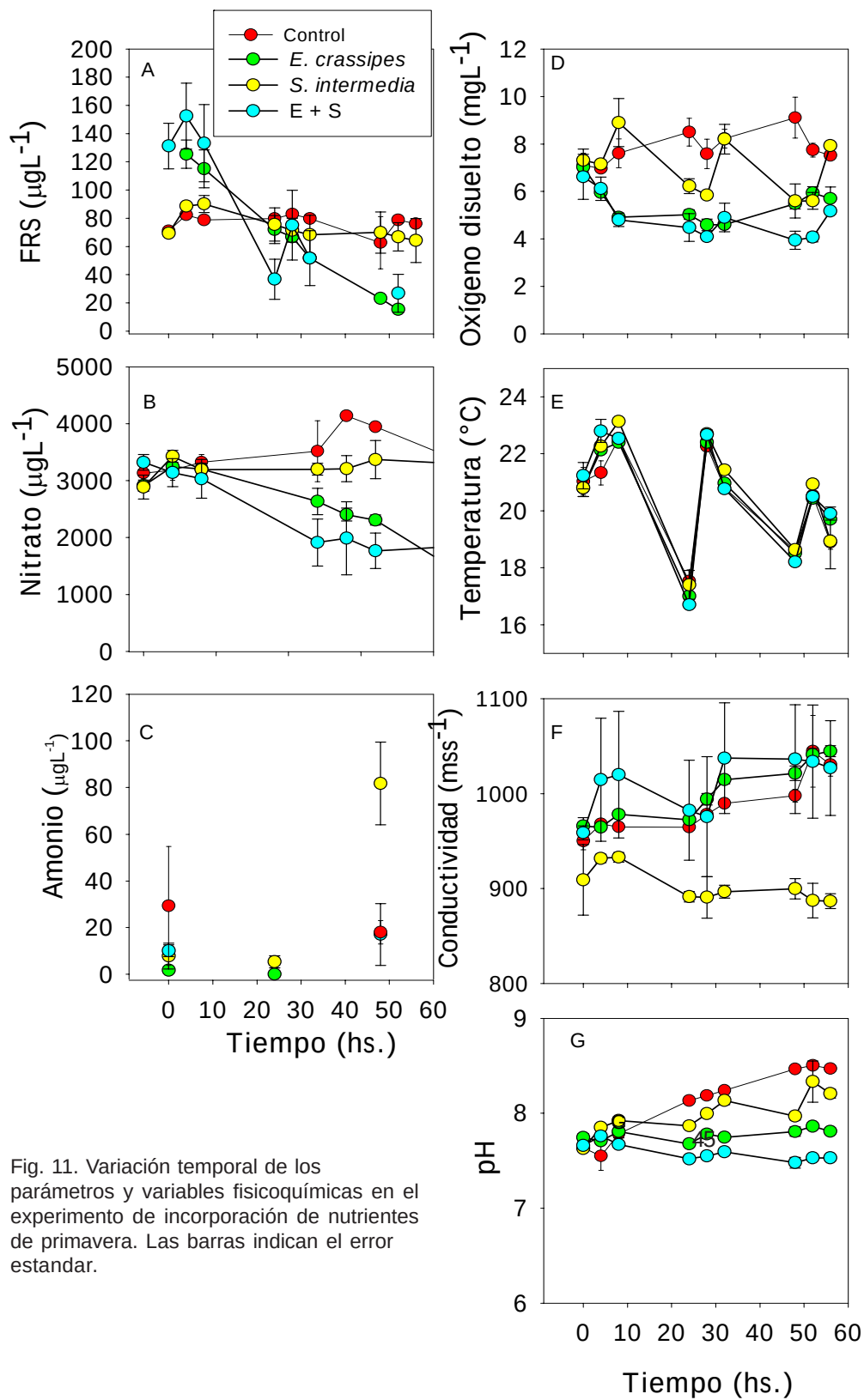


Fig. 11. Variación temporal de los parámetros y variables fisicoquímicas en el experimento de incorporación de nutrientes de primavera. Las barras indican el error estándar.

La temperatura disminuyó hacia la noche de igual manera en todos los tratamientos (Fig. 11 E), presentando diferencias únicamente entre tiempos en interacción entre factores. El OD fue mayor en C y S que en los tratamientos con *E. crassipes*, mostró diferencias en el tiempo e interacción entre factores. En el tratamiento S el OD aumentó en la última medición de cada día, mientras que en los tratamientos con *E. crassipes* la tendencia fue a disminuir (Fig. 11 D). La conductividad fue mayor en el tratamiento C, seguida del tratamiento E y E+S, y fue mínima en el tratamiento S con una clara tendencia a aumentar en los tres primeros y a disminuir en S (Fig. 22 F), existiendo interacción entre factores. El pH fue mayor en C, seguido de S y E y fue mínimo en el tratamiento combinado, la tendencia temporal fue a aumentar existiendo interacción entre factores (Fig. 11 G).

6.4.3. Experimento de verano de 2002

El tratamiento de *E. crassipes* incorporó el 98.6% del FRS en 24 hs., alcanzando a las 8 hs. la tasa máxima de incorporación diaria ($44.7 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$). El tratamiento combinado presentó menores valores de incorporación y un patrón retardado en el tiempo, alcanzando la máxima incorporación a las 72 hs. (83 %), la que correspondió a una tasa máxima de $14.5 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$. El tratamiento S tuvo gran variabilidad entre réplicas, con una réplica que incorporó FRS y otras dos en las que su concentración aumentó, predominando la liberación al agua. El C presentó un descenso inicial y se mantuvo constante el resto del experimento (Fig. 12 A). La concentración de FRS (transformación logarítmica) mostró diferencias entre tratamientos, tiempo e interacción entre factores. Los resultados de los análisis estadísticos se presentan en la Tabla X.

La incorporación de NO_3 (transformación con raíz) tuvo un patrón más claro, con diferencias entre tratamientos, disminución de la concentración en el tiempo e interacción entre factores. El control y el tratamiento S se mantuvieron constantes durante el experimento, con una tendencia inicial al aumento en S y una reducción hacia el final, la cual correspondió a una tasa de incorporación diaria máxima de $41.2 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$ a las 72 hs. Por otra parte, los tratamientos E y E+S se comportaron de manera similar, con un leve aumento inicial y superando el 95% de incorporación de NO_3 a las 24 hs (Fig. 12 B), correspondiente a una tasa máxima de incorporación diaria de $395.8 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$ para E y de $410.4 \text{ mgm}^{-2}\text{d}^{-1}$ para E+S.

El NH_4 no presentó diferencias entre tratamientos y si entre tiempos, pero el patrón no fue claro (Fig.12 C). Al igual que en el experimento de primavera, existió correlación entre la concentración de FRS y NO_3 en los tratamientos de E ($R= 0.78$, $p<0.05$) y E+S ($R= 0.77$, $p<0.05$) y no en S. La disminución del NO_3 en el tratamiento E+S se correlacionó con su concentración en el tratamiento de *E. crassipes* ($R= 0.95$, $p<0.05$) y en menor medida con la concentración en el tratamiento de *S. intermedia* ($R= 0.75$, $p<0.05$). Para el FRS no se encontraron correlaciones significativas entre su concentración en los tratamientos E+S y S, y tampoco entre E+S y E, pero en este último caso la falta de correlación se pudo deber al aumento inicial de FRS en el tratamiento combinado.

El OD fue menor en todos los tratamientos vegetados y mayor en C, mostró una clara disminución en el tiempo e interacción entre factores. En S se observó mayor variabilidad entre las mediadas realizadas en un mismo día, mostrando una tendencia al aumento hacia la tarde (Fig. 12 D) y E+S fue el tratamiento con menor OD. La temperatura mostró un patrón similar que el experimento de primavera (Fig. 12 E), alcanzando los mínimos valores durante la primer medida del día y el máximo en la tarde. No se encontraron diferencias entre tratamientos ni interacción entre factores. La conductividad no mostró diferencias entre tratamientos, tiempo ni interacción entre factores, con valores menores en el control (Fig. 12 F). El pH fue mayor en el control que en

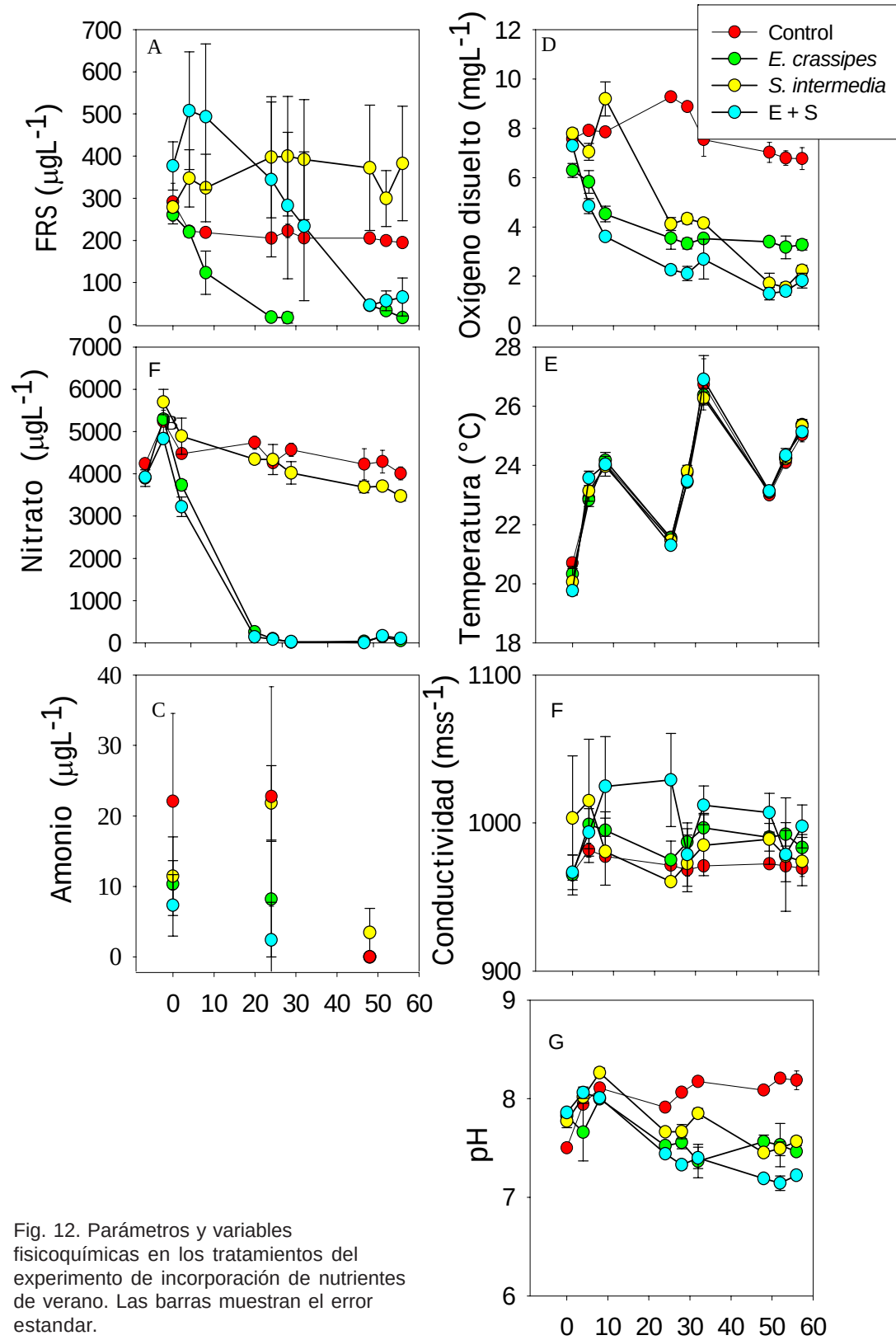


Fig. 12. Parámetros y variables físicoquímicas en los tratamientos del experimento de incorporación de nutrientes de verano. Las barras muestran el error estándar.

Tabla X. Resultados estadísticos (ANOVA de 2 vías, medidas repetidas) del experimento de verano de 2001. La ausencia de significancia se presentan en azul.

Variable	Tratamientos (F _(df) y p)	Tiempo (F _(df) y p)	Interacción (F _(df) y p)
FRS	6.5 ₍₇₎ , p<0.05	8.2 ₍₅₆₎ , p<0.001	3.0 ₍₅₆₎ , p<0.001
NO ₃	170.9 ₍₈₎ , p<0.001	60.6 ₍₆₄₎ , p<0.001	18.2 ₍₆₄₎ , p<0.001
NH ₄	3.0 ₍₈₎ , p>0.05	3.7 ₍₁₆₎ , p<0.05	0.5 ₍₁₆₎ , p>0.05
T	0.1 ₍₈₎ , p>0.05	200.8 ₍₆₄₎ , p<0.001	0.8 ₍₆₄₎ , p>0.05
O ₂	304.9 ₍₈₎ , p<0.001	77.9 ₍₆₄₎ , p<0.001	15.6 ₍₆₄₎ , p<0.001
K	0.7 ₍₈₎ , p>0.05	1.5 ₍₆₄₎ , p>0.05	1.2 ₍₆₄₎ , p>0.05
PH	100.9 ₍₈₎ , p<0.001	17.1 ₍₆₄₎ , p<0.001	7.7 ₍₆₄₎ , p<0.001

los tratamientos con plantas (Fig. 12 G), mínimo en el tratamiento de E+S, presentó una leve disminución en el tiempo e interacción entre factores.

6.4.4. Experimento de otoño de 2002

La concentración de FRS fue aumentada intencionalmente en la mañana del segundo día debido a que esta era baja inicialmente respecto del experimento de verano, por lo tanto el análisis del mismo se realizó para los dos últimos días de experimentación (48 hs.). La tendencia general y principalmente para los tratamientos con S fue la disminución de la concentración en el tiempo, alcanzando el 56% de incorporación para el tratamiento S y un 81% para E+S en 48 hs (Fig. 13 A). La tasa diaria máxima de incorporación de FRS fue 18.2 mgm⁻²d⁻¹ en S y 5.0 mgm⁻²d⁻¹ en E a las 4 hs, y de 12.4 mgm⁻²d⁻¹ en E+S a las 48 hs, diferenciándose estadísticamente los tratamientos. Esta variable presentó normalidad en las medidas repetidas pero el supuesto de homocedasticidad se cumplió para un p<0.1 para todas las transformaciones realizadas.

En el caso del NO₃ la incorporación no superó el 5% en ninguno de los tratamientos, no detectándose diferencias entre tratamientos, tiempo ni interacción entre factores (Fig. 13 B) debido a la alta variabilidad entre réplicas. Los tratamientos de *E. crassipes* y E+S alcanzaron la tasa máxima de incorporación diaria en las primeras horas de experimentación (32.4 mgm⁻²d⁻¹ y 35.2 mgm⁻²d⁻¹, respectivamente), seguidas de eventos de liberación al agua, mientras que el tratamiento S alcanzó el valor máximo de 15.8 mgm⁻²d⁻¹ a las 28 hs, presentando liberación al agua únicamente el primer día. El NH₄ presentó una tendencia a aumentar en todos los tratamientos (Fig. 13 C) pero tampoco se detectaron diferencias entre tratamientos, tiempo ni interacción entre factores, debido a la variabilidad entre réplicas. La concentración de FRS en E+S se correlacionó únicamente con su concentración en el tratamiento S (R= 0.65) para un valor de significancia mayor a 0.058. Los análisis estadísticos se presentan en la Tabla XI.

El OD fue máximo en el C y mínimo en el tratamiento E+S (Fig. 13 D) pero no existieron diferencias en el tiempo, aunque hubo interacción entre factores. La temperatura presentó un patrón similar a los otros

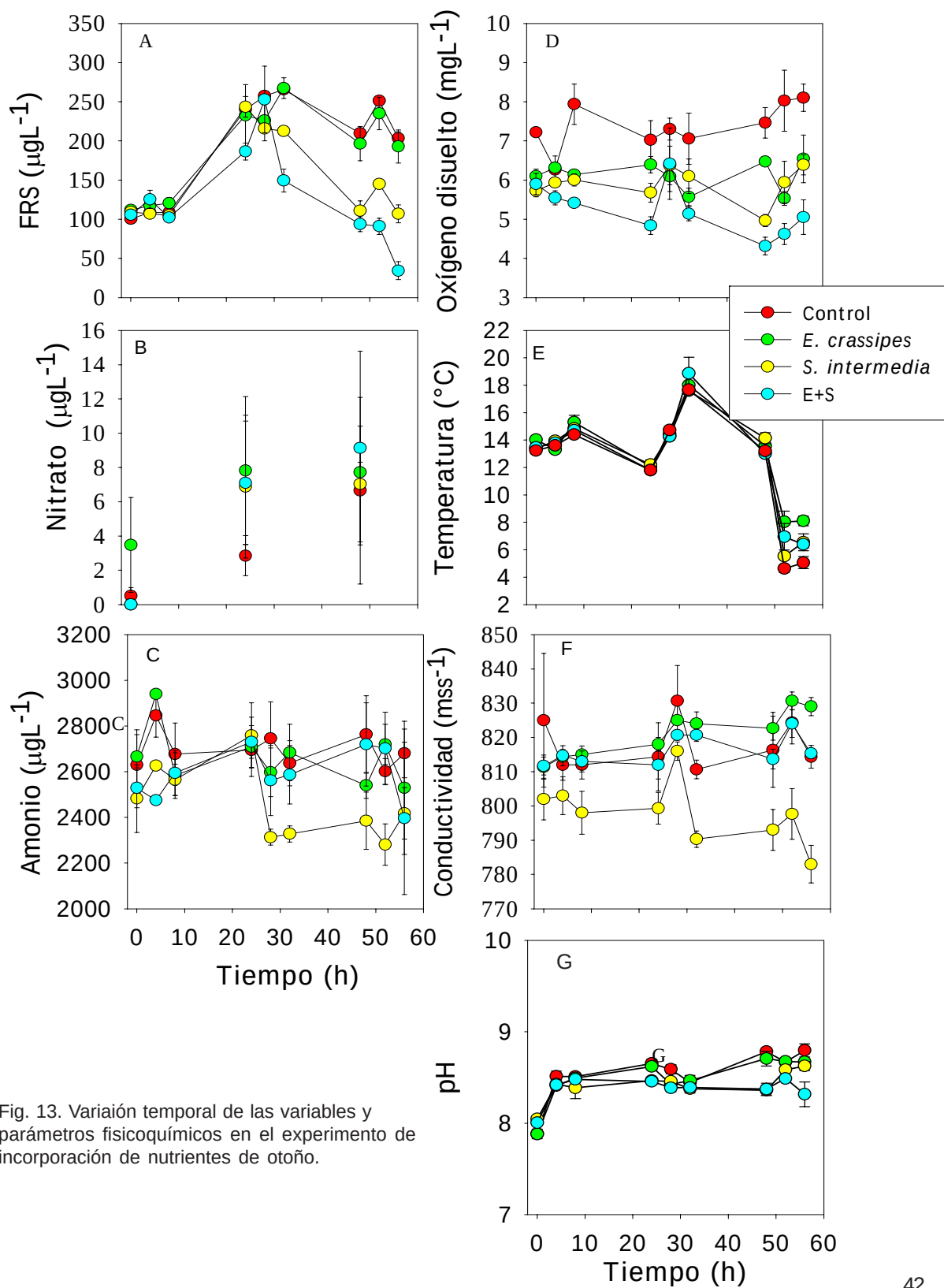


Fig. 13. Variación temporal de las variables y parámetros fisicoquímicos en el experimento de incorporación de nutrientes de otoño.

Tabla XI. Resultados estadísticos (ANOVA de 2 vías, medidas repetidas) del experimento de otoño de 2001. La ausencia de significancia se presentan en azul.

Variable	Tratamientos (F _(df) y p)	Tiempo (F _(df) y p)	Interacción (F _(df) y p)
FRS	87.5 ₍₈₎ , p<0.001	24.0 ₍₄₀₎ , p<0.001	3.9 ₍₄₀₎ , p<0.001
NO ₃	2.5 ₍₈₎ , p>0.05	1.5 ₍₄₀₎ , p>0.05	0.9 ₍₆₄₎ , p>0.05
NH ₄	0.8 ₍₇₎ , p>0.05	2.8 ₍₄₀₎ , p>0.05	0.2 ₍₄₀₎ , p>0.05
T	4.3 ₍₈₎ , p<0.05	125.4 ₍₆₄₎ , p<0.001	1.7 ₍₆₄₎ , p<0.05
O ₂	53.6 ₍₈₎ , p<0.001	2.0 ₍₆₄₎ , p>0.05	2.0 ₍₆₄₎ , p<0.05
K	7.2 ₍₈₎ , p<0.05	4.2 ₍₆₄₎ , p<0.001	1.9 ₍₆₄₎ , p<0.05
PH	57.7 ₍₈₎ , p<0.001	61.7 ₍₆₄₎ , p<0.001	3.9 ₍₆₄₎ , p<0.001

experimentos, siendo menor en la primer medida del día y mayor en la tarde, con un importante descenso en el último día (Fig. 13 E). Sin embargo, en este experimento se diferenciaron los tratamientos, siendo menor la temperatura en el control que en E+S. La conductividad fue menor en S que en el resto y tuvo diferencias en el tiempo (Fig. 13 F) e interacción entre factores. El pH fue mayor en C, seguido de E y S y por último en E+S (Fig. 13 G). La tendencia fue al aumento del pH en el tiempo, principalmente en C, presentando interacción entre factores.

6.4.5. Tasa de incorporación media diaria

La tasa media de incorporación diaria de *E. crassipes* no presentó diferencias significativas entre estaciones para el FRS, pero sí para el NO₃ (F₍₂₎ =1005.9, p<0.001), siendo mayor en verano y primavera que en otoño. El tratamiento combinado presentó mayores valores de incorporación media en verano que en otoño y primavera para el FRS (F₍₂₎ =12.9, p<0.01) y para el NO₃ (F₍₂₎ =1509.8, p<0.001). Por el contrario, *S. intermedia* presentó mayores tasas de incorporación media diaria en invierno, pero estas diferencias fueron significativas únicamente para el NO₃ (F₍₃₎ =5.13, p<0.05). La combinación de ambas especies maximizó la incorporación media de FRS en verano y no aumenta considerablemente la incorporación media de NO₃ (Fig. 14).

6.5. DISCUSIÓN

La Fig. 14 muestra la clara estacionalidad en la asimilación de nutrientes de las dos especies más abundantes del Lago Rodó. Luego de un período de aclimatación de alrededor de 24 hs, las plantas comenzaron a incorporar nutrientes de su nuevo medio, con tasas máximas de incorporación diaria dependientes de la estación del año. En todos los casos la concentración inicial fue mayor a la registrada en los humedales del Lago Rodó y a los valores críticos para el crecimiento de *E. crassipes* (Balasoriya *et al.* 1984) y *S. intermedia* (Landolt 1986). A su vez, las diferencias en la concentración inicial entre tratamientos se debió al aporte de nutrientes asociados a las raíces y a la contaminación atmosférica.

Eichhornia crassipes inició su período de crecimiento en primavera, donde la incorporación de nutrientes

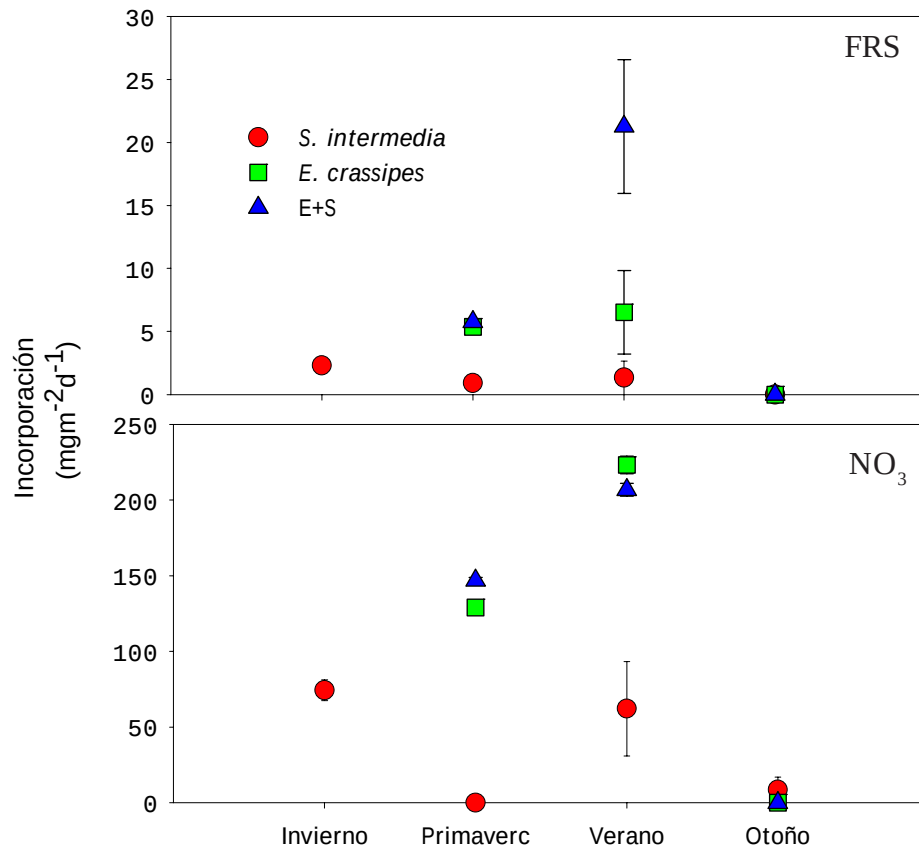


Fig. 14. Incorporación de FRS y NO₃ por las hidrófitas en los las 4 estaciones del año, calculado como la pendiente de una regresión lineal de la variación temporal de la concentración en el agua de cada réplica. Las regresiones no significativas se tomaron como incorporación 0. Se indican los valores medios y errores estándar.

comenzó en distintos momentos en las réplicas y alcanzó la tasa máxima de incorporación diaria al final de la experiencia. Esto se debió a que no todas las plantas se encontraban en igual estado metabólico (Center y Spencer 1981), donde solo algunas presentaron consumo lujurioso y la temperatura fluctuó de forma importante durante el día y la noche. En el verano, *E. crassipes* aumentó 10 veces su tasa de incorporación máxima de FRS y duplicó la de NO₃, estas tasas se alcanzaron en el primer día de cultivo con baja variabilidad entre réplicas, ya que todas las plantas se encontraban en igual fase de crecimiento. Además, en esta estación la disminución nocturna de la temperatura es menos acentuada y se encuentra en torno a los 24 °C, cercana al óptimo para la especie (Center y Espencer 19981). Con el descenso de la temperatura diaria en otoño, las plantas comenzaron a deteriorarse, aumentando los procesos de liberación de nutrientes al agua y disminuyendo al mínimo las tasas de incorporación diaria.

Spirodela intermedia mostró el patrón opuesto a *E. crassipes*, alcanzando los valores máximos de incorporación de nutrientes en invierno. En primavera, se mantuvo la tasa de incorporación de NO₃ pero se redujo drásticamente la de FRS, mientras que en verano predominaron los procesos de liberación de FRS al agua y la incorporación de NO₃ se redujo a menos de la mitad. En otoño, comenzó a aumentar su capacidad de

incorporación de nutrientes, aumentando la tasa para el FRS, mientras que la incorporación de NO_3 se mantuvo menor a la de verano. La incorporación de FRS parece ser más sensible al estado de la planta, desapareciendo en verano cuando esta parece disminuir sus funciones metabólicas. Por el contrario, la incorporación de NO_3 se mantendría todo el año con fluctuaciones en la magnitud y alternada con picos de liberación en las estaciones desfavorables. Si bien la temperatura óptima de las Lemnáceas se encuentra entorno a los 24 °C, las especies del género *Spirodela* crecen sin problemas a temperaturas de 6 a 13 °C y toleran eventos de heladas (Landolt 1986).

La incorporación diaria máxima de nutrientes del tratamiento combinado fue generalmente mayor a la de las especies por separado, pero menor a la de las especies individualmente, y estuvo determinada por la especie con mayor tasa de incorporación diaria máxima. Sin embargo en verano la incorporación de FRS del tratamiento combinado fue menor que la de *E. crassipes*, debido probablemente a la liberación sufrida por *S. intermedia* que sobrepasó su capacidad. Durante el otoño, ocurrió un fenómeno similar dado que *E. crassipes* comenzaba su período de senescencia y presentó altas tasas de liberación de NO_3 y FRS al agua. En este momento la disminuida capacidad de incorporación de NO_3 de *S. intermedia* fue sobrepasada, no así la de FRS que fue la máxima registrada para la especie en todo el año.

La incorporación media diaria integra la dinámica de incorporación y liberación de nutrientes en todo el período considerado, generando un valor único. Por lo tanto el valor de incorporación medio no tiene necesariamente que coincidir con la tasa máxima. De esta manera la tasa media diaria de incorporación de FRS fue mayor para el tratamiento E+S en verano y primavera y no se diferenció del tratamiento E. Lo cual indicaría que la combinación de especies en verano podría ser ventajosa incluso si *S. intermedia* reduce su metabolismo. De esta manera, los resultados experimentales de incorporación de nutrientes, apoyarían parcialmente las hipótesis de que la diversidad maximiza la capacidad de retención de nutrientes de los ecosistemas (Tilman *et al.* 1996). Si bien únicamente en primavera la incorporación de nutrientes del cultivo mixto superó la incorporación de ambas especies por separado, si consideramos el año completo la retención de nutrientes por la comunidad se vio ampliamente favorecida por la combinación, incluso cuando la especie más eficiente desapareció.

Eichhornia crassipes y *P. stratiotes* son las especies flotantes libres de mayor porte y por lo tanto se esperaría que la competencia por espacio y luz sea muy intensa en cultivos mixtos. El crecimiento vertical de *E. crassipes* en momentos de alta densidad le confiere ventajas frente al crecimiento horizontal de *P. stratiotes*, aumentando su eficiencia fotosintética y desplazando a esta última (Agami y Reddy 1990). Sin embargo, en la interacción de hidrófitas de gran y pequeño porte se esperaría que estas últimas se beneficiaran de los espacios y nutrientes no utilizados por las especies de gran porte. Silva *et al.* (1984) encontraron que *E. crassipes* y *Salvinia molesta* crecen mejor en cultivos mixtos, siendo más notorio el efecto en *S. molesta*. Landolt (1986) hace referencia a que las Lemnáceas suelen crecer sin problemas bajo matas de hidrófitas flotantes y emergentes, favoreciéndose de los nutrientes liberados por la hojarasca, la atenuación de las temperaturas extremas y del efecto del viento. Sin embargo, *S. intermedia* parece no beneficiarse por la presencia de *E. crassipes*, disminuyendo su crecimiento (Cap. 1) y sus tasas de incorporación de nutrientes. La tolerancia de las Lemnáceas a las diferentes condiciones ambientales varían más entre clones o ecotipos que entre especies (Landolt 1986). De esta manera, es probable que el ecotipo de *S. intermedia* del Lago Rodó este más adaptado a temperaturas invernales y mayor luminosidad por lo que no tolera la presencia de *E. crassipes*.

Las tasas experimentales de incorporación fueron similares y en algunos casos menores a las obtenidas por los estudios *in situ* (Cap. 1) . DeBusk y Reddy (1987) encontraron que, en condiciones experimentales similares a las nuestras pero con una duración de 8 meses, el 40% del nitrógeno y el 10-30% del fósforo eran perdidos por otros procesos distintos a la incorporación por hidrófitas. Sin embargo, en nuestro diseño experimental no se pudo determinar la existencia de procesos de denitrificación, aunque la similitud entre tasas y la corta duración experimental indicaría que estas fueron insignificantes en los experimentos.

Las hidrófitas influenciaron los parámetros fisicoquímicos del agua en los cajones experimentales. El efecto fue muy claro en la concentración del oxígeno y no tanto en los restantes parámetros, debido a la corta duración de los mismos y a la sobre simplificación de las condiciones ambientales. El amonio generalmente aumentó en los tratamientos vegetados y en menor medida en el control, pero se mantuvo entorno a las concentraciones iniciales. Contrariamente a lo que ocurre en sistemas naturales cubiertos por *E. crassipes* (Mitchell 1973) y *S. intermedia* (Landolt 1986), la temperatura del agua en los experimentos no fue afectada por la cobertura de hidrófitas, excepto en otoño donde se vio atenuada por la presencia de *E. crassipes*. La concentración de oxígeno estuvo fuertemente condicionada por la presencia de hidrófitas y el efecto fue dependiente de la especie. En los tratamientos con *S. intermedia* el OD disminuyó durante la noche y recuperó los valores iniciales durante el mediodía o la tarde, efecto menos notorio durante el verano cuando el aumento de la temperatura del agua disminuyó la solubilidad del oxígeno. Esto pudo deberse a que en la densa carpeta muchas plantas permanecen sumergidas, por lo tanto liberan el oxígeno producido durante la fotosíntesis al agua. Sin embargo, en la revisión sobre la familia Lemnaceae, Landolt (1986) afirma no haber registrado un efecto similar en especies del mismo género. Por el contrario, en los tratamientos con *E. crassipes* el oxígeno disminuyó abruptamente, alcanzando valores de 1 mg l^{-1} en el verano.

La conductividad en los tratamientos con *S. intermedia* siempre disminuyó en el tiempo y fue menor que en el control. En los restantes tratamientos (incluido el control) la conductividad aumentó en el tiempo y los tratamientos con *E. crassipes* presentaron mayores valores que el control, pudiendo deberse al efecto de concentración de iones causado por las elevadas tasas de evapotranspiración de *E. crassipes* (Mitchel 1973) y por la evaporación del agua en el control. Por el contrario, la evaporación habría sido prevenida por *S. intermedia* ya que esta puede disminuirla hasta en un 30% (Landolt 1986). El pH siempre se mantuvo en el entorno de 8, condicionado por el agua subterránea, y fue menor en los tratamientos vegetados que en el control, debido probablemente a la producción de CO_2 durante la descomposición de materia orgánica. Efectos similares se han encontrado en sistemas naturales con estas especies (Mitchell 1973, Landolt 1986). La calidad del agua se deterioró rápidamente con la presencia de hidrófitas. Sin embargo, en presencia de *S. intermedia* este deterioro puede restringirse a la anoxia nocturna, mientras que en sistemas dominados por *E. crassipes* la anoxia sería permanente, acentuándose con el aumento del tamaño de los parches de vegetación (Frodge *et al.* 1990, Meerhoff 2002).

6.6. CONCLUSIONES

→ *Eichhornia crassipes* fue la especie de mayor eficiencia de remoción de nutrientes del agua, aunque su utilización se restringe a la primavera y el verano.

→ *Spirodela intermedia*, alcanza la mayor eficiencia en el invierno y sus tasas de incorporación se ven afectadas por la presencia de *E. crassipes*.

→ La combinación de especies aumentó la eficiencia de remoción de la comunidad en la primavera, pero no en el verano y el otoño, debido al deterioro que sufren *E. crassipes* y *S. intermedia*.

→ La incorporación de nutrientes en un cultivo mixto estuvo determinada por la especie que mejor se desempeñó en cada estación. Sin embargo, la alternancia estacional de ambas especies maximizó la retención de nutrientes a lo largo del ciclo anual.

→ La calidad del agua se deterioró rápidamente en presencia de hidrófitas, debido principalmente al descenso del oxígeno disuelto. Sin embargo, el efecto fue especie-dependiente y pudo estar afectado por la densidad y extensión de la mata flotante.

→ Un manejo que maximice la incorporación de nutrientes durante todo el año, deberá combinar ambas especies y ajustar las cosechas para remover las plantas antes de la senescencia.

7. CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL SEDIMENTO DEL LAGO RODÓ

7.1. INTRODUCCIÓN

7.1.1. Relevancia del sedimento en lagos someros

La carga externa de nutrientes que recibe un lago es fundamental para mantener la productividad del sistema. Los lagos que se encuentran en estado natural actúan como reservorio, incorporando al sedimento los nutrientes y materia orgánica aportada externamente, manteniendo un balance entre la producción y oxidación de la materia. Si la carga externa es muy elevada, el sistema aumenta desproporcionadamente la productividad, acumula materia orgánica y nutrientes en el sedimento. En este proceso la carga interna de nutrientes aumenta considerablemente (Wolter 1994). A medida que aumenta la carga externa, el funcionamiento natural parece no verse afectado, hasta que ocurre un cambio catastrófico en su funcionamiento, y el momento en que el cambio ocurre es difícil de predecir. Este tipo de comportamiento se denomina histéresis y es más importante en lagos someros (Scheffer *et al.* 2001). Algunos de los cambios producidos son el aumento de la anoxia y de la tasa de sedimentación, así como alteraciones en la estructura de las comunidades (mortalidad de peces y desbalances entre los productores primarios, etc.). Una vez que se remueve la carga externa, el sistema se resiste al cambio debido a que la carga interna le confiere resiliencia, desarrollándose mecanismos de estabilización del nuevo funcionamiento, donde el aporte de nutrientes del sedimento al agua sustenta la productividad del sistema.

Los lagos someros imponen mayor resistencia a la restauración que los lagos profundos (Moss 1990, Scheffer 1998), debido a que estos presentan mayor proporción del sedimento en contacto con el volumen de agua, lo que determina un mayor y más rápido intercambio entre la zona de producción y la de descomposición, y una relación más estrecha con la biota. Por lo tanto, las condiciones del sedimento influyen de manera más directa el funcionamiento del sistema. La hipótesis de los estados estables (Scheffer 1990) plantea una serie de mecanismos que involucran al sedimento. En una fase de agua turbia dominada por el fitoplancton, este afecta directamente el metabolismo del sedimento, aportando materia orgánica fácilmente degradable, cuya descomposición promueve la actividad bacteriana y la anoxia, lo cual favorece la liberación de fósforo. Además, el consumo de fósforo por las algas genera un gradiente entre el agua y el sedimento que promueve, por difusión simple, su liberación al agua (Kleeberg y Schlunbaum 1993, Scheffer 1998). La dominancia de esta comunidad desencadena a su vez cascadas tróficas que favorecen la movilización de la carga interna, como la reducción de la comunidad de hidrófitas que estabiliza el sedimento a través del sistema radicular, alteraciones en la estructura de la comunidad de peces que disminuyen la abundancia zooplanctónica y favorecen sucesivamente al fitoplancton (Moss 1998). De esta manera el estado de agua turbia se autoperpetua en el tiempo, con mecanismos homeostáticos que le confieren una gran resiliencia al cambio.

7.1.2. Dinámica del sedimento.

La teoría clásica de Mortimer (1941, 1971) postula que la disolución del fósforo en el agua intersticial esta controlada por el estado de oxidación del Fe^{3+} . Cuando la disponibilidad de oxígeno es suficiente para mantener un $\text{Eh} > 250$ mV (Vymazal 1999), el Fe se encuentra en estado oxidado y puede adsorber fósforo, formando complejos insolubles. Sin embargo, una vez que el Eh disminuye el Fe se reduce liberando el fósforo el cual queda disponible en el sistema. A su vez, la disponibilidad de fósforo puede estar controlada indirectamente por la presencia de azufre (Caraco *et al.* 1993), el cual en condiciones reductoras se encuentra bajo la forma de HS^- y reacciona con el Fe^{3+} para formar pirita (FeS), compuesto muy refractario. De esta manera, el Fe presente

puede ser abundante pero no estar disponible para adsorber fósforo. La relación Fe/PT es un indicador de la capacidad del sedimento para fijar fósforo, y para lagos eutróficos someros valores mayores a 15 son suficientes para controlar la movilización de fósforo en condiciones oxidadas (Jensen *et al.* 1992). A medida que el Fe disminuye en relación al PT, el lago pierde capacidad de control sobre su carga interna y en relaciones menores a 10 la capacidad ya es muy reducida.

No todos los lagos tienen suficiente disponibilidad de Fe, por lo tanto otros mecanismos de control de la carga interna adquieren relevancia. La concentración de calcio en combinación con la temperatura y el pH pueden inducir la precipitación del fósforo del agua y aumentar la adsorción en el sedimento (Burley *et al.* 2001). Sin embargo, este mecanismo no es tan efectivo como el mediado por Fe (Reedyk *et al.* 2001, Prepas *et al.* 2001). En otros lagos, la liberación de fósforo mediada por la actividad bacteriana puede ser el factor controlador de la carga interna (Jensen y Andersen 1992). En tal sentido, la estructura trófica del sistema adquiere gran relevancia ya que determina la calidad y cantidad de la materia orgánica producida y estimula la actividad bacteriana. En estos sistemas la temperatura puede ser un factor preponderante ya que favorece la mineralización del sedimento, estimulando la actividad biológica y promoviendo la liberación de fósforo (Jensen y Andersen 1992, Kleeberg y Schlunbaum 1993, Sondergaard *et al.* 2002). Por otra parte, el NO₃ es un agente fundamental, aunque bivalente en el metabolismo del sedimento. Por un lado evita la reducción del Fe manteniendo el Eh en condiciones oxidantes (Golterman 1984), pero por otro estimula la actividad microbiana, aumentando la relación C/N de la materia orgánica y previniendo Eh desfavorables (Kleeberg y Schlunbaum 1993, Jensen y Andersen 1992). Es de esperar que todos estos procesos ocurran simultáneamente en todos los lagos y que la predominancia de unos sobre otros dependan de las características del sedimento, de la estructura trófica y de la historia del lago. Conocer la dinámica del sedimento es fundamental para su restauración, condicionando la elección de la estrategia de control de la carga interna así como su eficiencia.

7.2. OBJETIVO ESPECÍFICO

Objetivo específico 4: Caracterizar el sedimento y el reservorio de fósforo en el lago, y analizar la eficiencia de la inmovilización química de fósforo con FeCl₃.

7.3. METODOLOGÍA

7.3.1. Demanda Total de Oxígeno del sedimento

Para determinar la demanda de oxígeno del sedimento (DOS) se tomó un corer de más de 20cm de potencia de la estación 1 (Fig. 1) con un Kajak-corer de 5.6 cm de diámetro. Simultáneamente se tomaron 3L de agua de fondo del mismo sitio con botella Ruttner. Las muestras fueron llevadas hasta el laboratorio a temperatura ambiente, transportando el corer en posición vertical para evitar ser mezclado. El procedimiento fue modificado de Sommaruga (1991) y consistió en remover, filtrar (con filtro GF/C) y oxigenar el agua sobrenadante del corer y de la muestra de agua de fondo. Posteriormente el agua filtrada y oxigenada se colocó nuevamente en el corer disturbando el sedimento lo mínimo posible. El corer se mantuvo cercano a la temperatura del agua *in situ* con un baño de agua y hielo. Este se conectó herméticamente a un respirómetro y se mantuvo

en oscuridad. Las medidas del oxígeno disuelto y temperatura del agua se tomaron cada 30 minutos durante 5 hs, realizando una medida final al día siguiente.

El respirómetro consistió en una caja de acrílico (15x 15x 8 cm) conectada herméticamente al corer por 2 mangueras de silicona unidos a una tapa de goma en el extremo superior del corer (Fig. 15). La caja de acrílico contenía un imán y se apoyó sobre un agitador magnético, además tenía inserto herméticamente un sensor de oxígeno. El agitador magnético producía un flujo de agua entre el respirómetro y el corer regulado para no resuspender el sedimento.

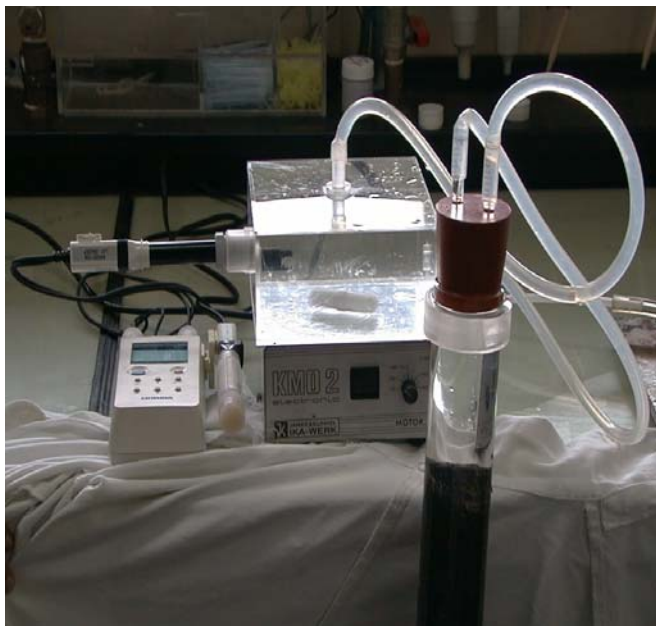


Fig. 15. Experimento de demanda de oxígeno del sedimento. Se observa el respirómetro conectado herméticamente al corer, el sensor de oxígeno y el sistema de agitación.

Del sobrenadante del sedimento en el corer se tomaron muestras por triplicado de agua antes y después de realizar el experimento para determinar la concentración de FRS, NO_3 y NH_4 , según metodología del Cap. 1. Los experimentos de demanda de oxígeno se repitieron 2 a 3 veces durante la primavera de 2001 y una vez durante el verano y otoño de 2002. Antes de realizar los experimentos se probó el adecuado funcionamiento del dispositivo, agregando un colorante al agua (negro de bromocresol) para visualizar la adecuada circulación y mezcla del agua, se calibró el

sensor de oxígeno con uno de campo y se colocó una solución de agua desoxigenada (Metasulfito de Na) para evaluar la sensibilidad del respirómetro a cambios en la concentración de oxígeno. En el experimento de otoño se tomo un corer con perforaciones selladas con silicona cada 1 cm de profundidad y se midió el potencial Redox empezando desde el agua sobrenadante hasta el final del sedimento. Los cálculos se realizaron según Sommaruga (1991):

$$\text{DOS (mgO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}) = \frac{(\text{Ci} - \text{Cf})}{t} \times \text{Vol (L)} \times \frac{1000}{A}$$

Donde Ci y Cf son las concentraciones inicial y final de oxígeno en mgL^{-1} , Vol es el volumen de agua de todo el dispositivo en L, t es el tiempo transcurrido entre ambas medidas (en horas), A es el área del sedimento en el corer expresada en cm^2 y 10000 es un factor de conversión de cm^2 a m^2 .

Análisis estadísticos:

Las diferencias estadísticas de la DOS entre experimentos se realizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, debido al incumplimiento de los supuestos de la estadística paramétrica. Para remover el efecto de los valores negativos se sumó una constante de 500 a todos los datos y no se hicieron diferencias entre estaciones del año. La hipótesis nula fue:

H_0 : No existen diferencias en la demanda de oxígeno del sedimento entre experiencias.

Las diferencias estadísticas en la concentración de NO_3^- , FRS y NH_4^+ del agua sobrenadante del sedimento se determinaron por separado, mediante ANOVA de 2 vías y medidas repetidas (efectos fijos). Los factores fueron concentración y tiempo. Las hipótesis nulas son:

H_0 : No existen diferencias significativas entre la concentración de nutrientes antes y después del experimento ni en el tiempo.

H_0 : No existe interacción entre los factores concentración de nutrientes y tiempo.

7.3.2. Fraccionamiento de fósforo del sedimento y Fe total

Las diferentes fracciones de fósforo se determinaron siguiendo la técnica de Psenner y Pucskco (1988) utilizando el método de Murphy y Riley (1962). La técnica se repitió durante el verano y otoño de 2002. Las fracciones de P extraídas por los pasos de esta técnica son: NH_4Cl , que estima el P inmediatamente disponible (NH_4Cl -FRS); Ditionita, estima el P reducido soluble unido a las superficies del hidróxido de Fe (D-FRS); NaOH, estima el P adsorbido a óxidos metálicos (Al_2O_3) y otras superficies que son intercambiables por OH^- (NaOH-FRS); HCl, estima el P unido a carbonatos, apatita y liberado por la disolución de óxidos, pudiendo tener trazas de P orgánico (HCl-FRS). En los pasos de la ditionita y el NaOH se determina el fósforo reactivo soluble y el fósforo no reactivo soluble (FNRS), mientras que en los restantes pasos se determina únicamente el FNRS. La diferencia entre D-FNRS y NaOH-FRS representa la principal fracción de P orgánico y húmico de las respectivas fracciones, y P residual es el PT del sedimento determinado por Valderrama (1981) menos la sumatoria de NH_4Cl -FRS+ D-FNRS+ NaOH-FNRS+ HCl-FRS.

Se tomaron de 3-5 corer (6 cm de diámetro) de la estación 1 (Fig. 1) y el sedimento se separó en tres profundidades (0-2, 2-4 y 4-6 cm). En la técnica se agregaron 0.1g de sedimento fresco de cada profundidad en tubos de centrifuga (cada profundidad por triplicado). A cada tubo se agregó secuencialmente los 4 extractantes (CINH_4 (25 ml), Ditionita (45 ml), NaOH (25 ml) y HCl (25 ml)) respetando el orden y repitiendo cada paso 2 veces. La reacción se deja de 1 a 18 hs dependiendo de cada paso y posteriormente se centrifugan todos los tubos a 30 RPM y se filtra el sobrenadante con filtros GF/C. En el sobrenadante se determina el FRS y el FNRS (previamente se autoclava 30 minutos) con el método de Murphy y Riley (1962). El protocolo completo se presenta en el Anexo 1.

El hierro total (FeT) del sedimento se determinó únicamente en otoño (utilizando las mismas muestras que para fraccionamiento de fósforo de dicha estación), en un laboratorio privado (EBA S.R.L.), donde utilizaron la técnica de preparación de muestras con microondas (CEM), en la cual se digiere la muestra en vasijas cerradas bajo presión controlada por el calentamiento con microondas en múltiples pasos. Se utilizaron 0.2 g de peso seco de sedimento y la digestión se realizó HNO_3 (70%), HCl (37%), HF (48%) y H_3BO_3 saturado. Posteriormente el Fe se determinó con espectrofotometría de absorción atómica.

Análisis estadísticos:

El PT del sedimento se analizó estadísticamente mediante ANOVA de 2 vías (efectos fijos) de diseño un factor entre sujetos y un factor dentro de los sujetos según Zar (1999), los factores fueron estaciones del año y profundidad del sedimento. Las hipótesis nulas son:

Ho: No existen diferencias significativas de la concentración de PT entre estaciones ni entre profundidades.
Ho: No existe interacción entre los factores estaciones y profundidades.

El fósforo extraído por los diferentes extractantes del método se compararon estadísticamente para verano y otoño por separado, mediante ANOVA de 3 vías y medidas repetidas (efectos fijos), los factores fueron extractantes, profundidades y la repetición de los pasos. Las hipótesis nulas son:

Ho: No existen diferencias significativas en el fósforo extraído por los distintos extractantes, ni entre profundidades, ni entre pasos.

Ho: No existe interacción entre los factores extractantes y profundidades, extractantes y pasos, pasos y profundidades ni entre los tres factores conjuntamente.

Se analizaron las diferencias del fósforo extraído por cada extractante por separado entre verano y otoño, mediante ANOVA de 3 vías y medidas repetidas (efectos fijos), los factores fueron estaciones del año, profundidades y repetición de los pasos. Las hipótesis nulas para cada extractante son:

Ho: No existen diferencias significativas de la concentración de P extraído entre estaciones, profundidades ni entre pasos.

Ho: No existe interacción entre los factores estaciones y profundidades, estaciones y pasos, pasos y profundidades ni entre los tres factores conjuntamente.

7.3.3. Determinación experimental del Flujo de fósforo del sedimento con y sin aislamiento químico

El flujo natural de P desde el sedimento al agua y la capacidad de secuestro de P por el FeCl_3 se determinó según una modificación de la metodología de Pedrozo *et al* (1985) en el sedimento tomado de la estación 1 (Fig. 1), para lo cual se utilizó un Kajak-corer (6cm de diámetro). En un experimento preliminar se estudió la cinética del flujo de P incubando 2 g de sedimento seco (7.2gPF) de los 2 cm superficiales con 50 ml de las siguientes soluciones: agua destilada, solución 0.067 M de FeCl_3 libre de P, solución 2.23 M de FeCl_3 libre de P, solución de 2 mgPL^{-1} y solución 0.067 M de FeCl_3 enriquecida con 2 mgPL^{-1} . Estos tratamientos se incubaron durante 48 hs con agitación intermitente y se tomaron alícuotas de 5 ml a los 60 minutos, 3, 24 y 48 hs para determinar el FRS (Murphy y Riley 1962). De esta manera se determinó el tiempo necesario para llegar a una situación de equilibrio entre el P contenido en el sedimento y en la solución con y sin el aislamiento químico.

La concentración de FeCl_3 utilizada fue tomada de valores máximos (Burley *et al* 2001) y mínimos (Kleenberg *et al* 1997) utilizados para aislar químicamente el sedimento de lagos someros europeos. A partir de dicho estudio preeliminar se procedió a incubar los tratamientos durante 24hs utilizando una concentración máxima de FeCl_3 de 0.067 M en los tratamientos. El experimento de flujo de P del sedimento con y sin aislamiento químico se repitió durante la primavera de 2001 y el verano y otoño de 2002. Para esto, se incubaron durante 24 hs 2 g de peso seco de sedimento superficial (10 cm de profundidad) tomado de igual manera que en el experimento preeliminar. Las muestras se incubaron por duplicado con soluciones de: agua destilada, 20, 50, 100 y 300 mgPL^{-1} y las mismas soluciones con una concentración 0.067 M de FeCl_3 .

Análisis estadísticos:

Las diferencias estadísticas en la concentración de equilibrio de FRS entre los tratamientos con distintas concentraciones iniciales de P y con y sin FeCl_3 , entre las tres estaciones del año se compararon mediante ANOVA de 3 vías con medidas repetidas (efectos fijos) de diseño 2 factores entre sujetos y 1 factor dentro de los sujetos según Zar (1999). Los factores fueron aislamiento químico (FeCl_3), concentración de P y estaciones (primavera, verano y otoño). Las hipótesis nulas son:

H_0 : La concentración de equilibrio de FRS no presentará diferencias significativas entre los tratamientos con y sin FeCl_3 , ni entre tratamientos con diferentes concentraciones iniciales de P, ni entre estaciones.

H_0 : No existe interacción entre los 3 factores agrupados de a dos ni entre los tres factores considerados conjuntamente.

7.4. RESULTADOS

7.4.1. Caracterización del sedimento y Demanda Total de Oxígeno

El sedimento tiene una profundidad de 10 a 20 cm, es finamente particulado, mayoritariamente de origen biológico muy reciente (originado luego de la remoción de casi 1m de sedimento en 1997), autóctono o alóctono, proveniente del arbolado del parque. Por debajo del sedimento organogénico comienza una capa de arcilla en condiciones reducidas, indicado por su color gris. La coloración del sedimento superficial fluctúa entre marrón y negro dependiendo de las condiciones de oxidorreducción, presentando transiciones muy rápidas en función de la presencia

Fig. 16. Contenido de materia orgánica del sedimento del lago. Valores medios y desvío estándar.

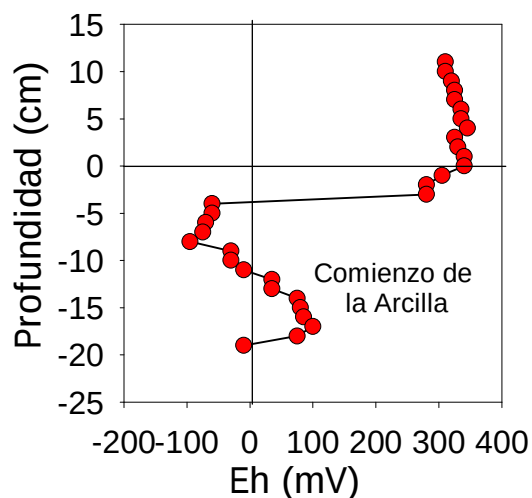


Fig. 17. Perfil del potencial de óxido-reducción en el agua sobrenadante y el sedimento.

de agentes oxidantes (O_2 y/o NO_3). Durante todo el año 2001 y 2002 la bomba de agua subterránea estuvo encendida (con períodos cortos sin bombeo), asegurando un suministro de NO_3 continuo todo el año.

El contenido de materia orgánica del sedimento aumentó en el verano (17%), fue mínimo en otoño (10%) y alcanzó un valor intermedio en primavera (13%) ($H(5, N=17)=11.3, p<0.05$) (Fig. 16). La Fig. 17 muestra el perfil del potencial redox (Eh) en el sedimento determinado en otoño de 2001. El sedimento se

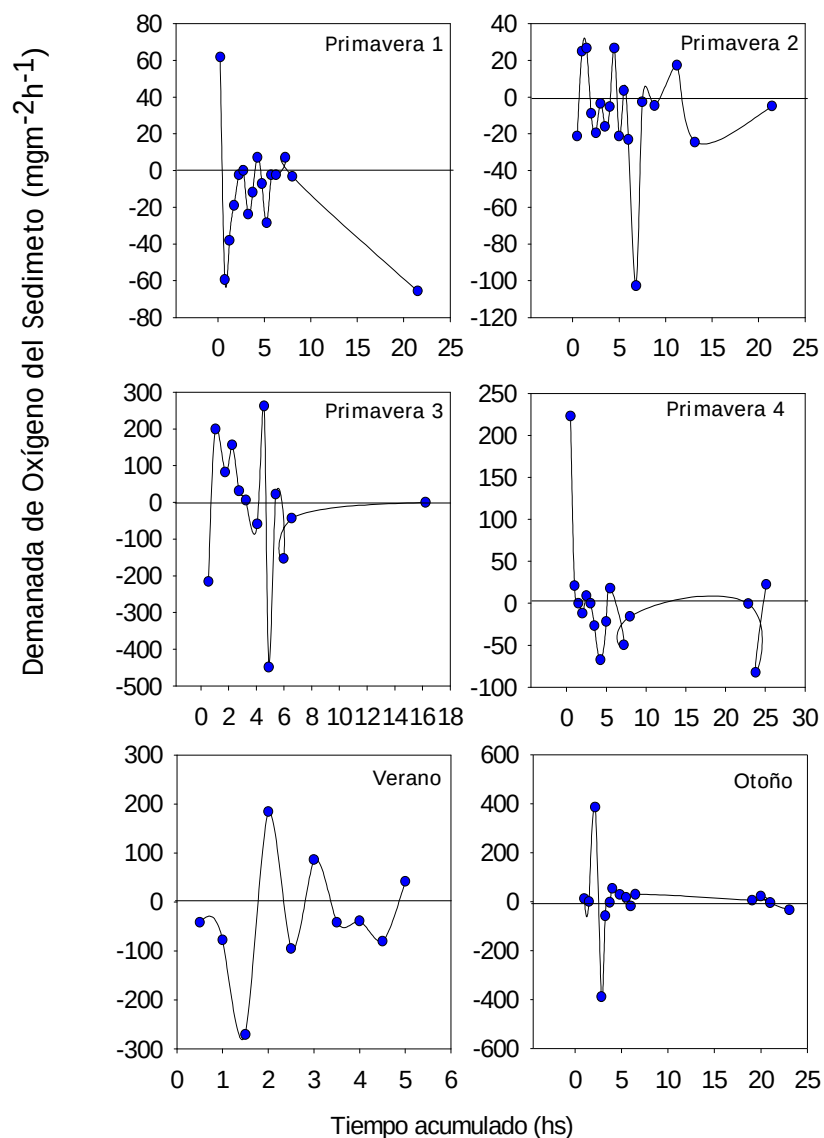


Fig. 18. Demanda de oxígeno del sedimento en cada época del año analizada.

encontró oxidado ($E_h < 200$ mV) hasta los 4 primeros centímetros, presentando una coloración marrón. A partir de los 4 cm el E_h se vuelve abruptamente negativo, alcanzando los -95 mV y adquiriendo un color negro opaco con moteado marrón, indicando microcapas oxidadas. Finalmente, a los 12 cm de profundidad cuando el sedimento se vuelve arcilloso, el E_h alcanza valores positivos hasta de 100 mV, aunque se mantiene por debajo del umbral de oxidación indicado además por su color gris.

La demanda total de oxígeno (DOS) del sedimento alcanzó los valores máximos en el otoño ($386.0 \text{ mgm}^{-2}\text{h}^{-1}$), siendo mínimos en los primeros experimentos de primavera (61.0 y $26.7 \text{ mgm}^{-2}\text{h}^{-1}$ para los experimentos 1 y 2 de primavera). El DOS en cada experimento presentó gran variabilidad, con tendencia a disminuir hacia

el final en algunos experimentos (Fig. 18). El porcentaje de saturación de oxígeno en el fondo del lago también aumentó hacia el otoño, con valores mínimos de 1-3% en los 3 primeros experimentos de primavera y aumentó a 55%, 57% y 62% en la última experiencia de primavera, en verano y otoño, respectivamente. La concentración inicial de nutrientes fue diferente para cada experimento, dependiendo de las concentraciones en el lago. El FRS fue mayor al comienzo de las experiencias que al final ($F_{(2,2)} = 1487.1$, $p < 0.001$), siendo menor en otoño y verano que en primavera ($F_{(2,10)} = 7555.8$, $p < 0.001$), el NO_3 también disminuyó hacia el final de las experiencias ($F_{(2,2)} = 38.0$, $p < 0.001$) y se diferenció entre experimentos ($F_{(2,8)} = 65.8$, $p < 0.001$) sin un patrón claro. El NH_4 no mostró diferencias en la concentración al inicio y final de los experimentos debido a la alta variabilidad entre experimentos, y sí entre experiencias ($F_{(2,10)} = 6.1$, $p < 0.001$) pero sin un patrón claro. En todos los casos existió interacción entre la concentración y el tiempo (FRS: $F_{(2,10)} = 1989.4$; NO_3 : $F_{(2,8)} = 6.9$; NH_4 : $F_{(2,10)} = 10.9$, $p < 0.05$).

7.4.2. Fraccionamiento de fósforo del sedimento

El PT tuvo un valor promedio en los 6 cm superficiales del sedimento de 0.90 y 0.81 mgPgPS^{-1} en verano y otoño, respectivamente, y no presentó diferencias entre profundidades ni entre estaciones del año. La fig. 19 muestra la concentración de las diferentes fracciones de fósforo extraído en el procedimiento de fraccionamiento durante el verano y otoño de 2002. El fósforo recalcitrante fue menor al error intrínseco de la metodología, por lo que los valores fueron muy fluctuantes y en algunos casos pudieron ser calculados. Por este motivo, el % que representa cada fracción del sedimento se calculó respecto del PT y no de la suma de las fracciones orgánicas y disueltas como indica la técnica, por lo cual la suma de los porcentajes difiere del 100%.

En **verano** el NaOH-FRS fue la fracción más importante ($F_{(3,30)} = 205.0$, $p < 0.001$), alcanzando el 28.9% del PT. Esta estuvo seguida del D-FRS y del fósforo fácilmente disponible (CINH_4 -FRS) que representaron el 16% del PT, y por último el HCl-FRS y el fósforo orgánico (sumadas las fracciones extraídas con Ditionita y NaOH) que representaron 10% del PT. La comparación estadística entre fracciones no detectó diferencias entre profundidades

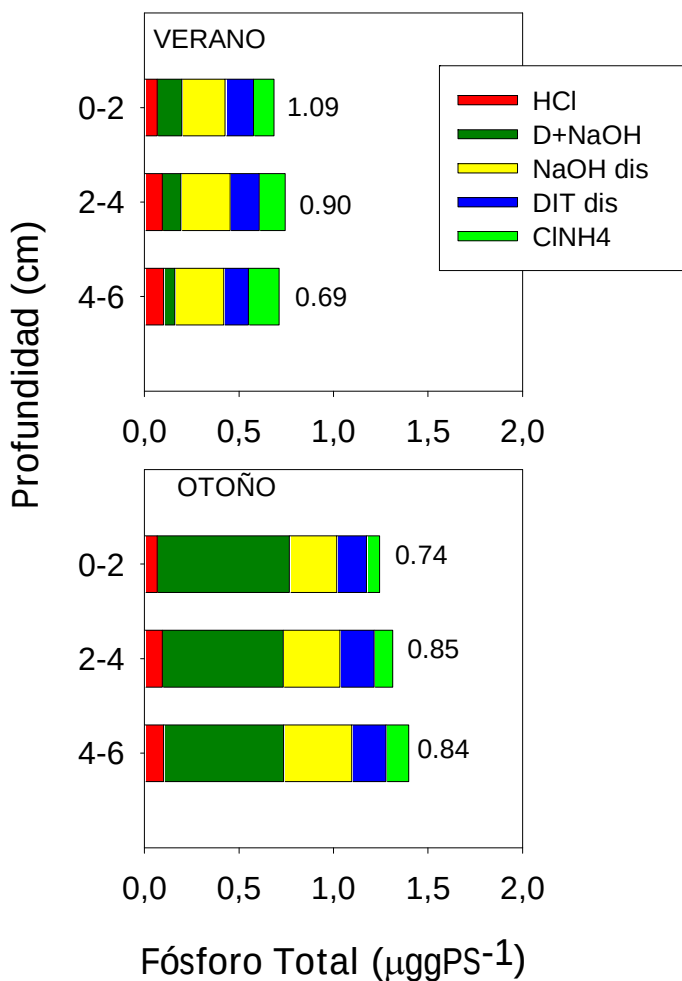


Fig. 19. Perfil de concentraciones de las fracciones de fósforo en el sedimento. Al costado de las barras se indica la concentración de PT.

del sedimento, y el primer paso de la metodología extrajo mayor cantidad de fósforo que el segundo ($F_{(3,30)} = 710.7$, $p < 0.001$), los factores tratamiento y pasos presentaron interacción ($F_{(3,30)} = 202.2$, $p < 0.001$).

En **otoño** contrariamente a lo ocurrido en verano, las fracciones orgánicas fueron las más importantes ($F_{(3,30)} = 206.0$, $p < 0.001$), representando el 82% del PT. Le siguieron las fracciones NaOH-FRS y D-FRS representando el 37.3% y 21.4%, respectivamente. Por último, las fracciones que extrajeron menor concentración de fósforo fueron el CINH_4 (11.7%) y el HCl (10.8%). El ANOVA detectó diferencias entre profundidades ($F_{(3,30)} = 9.57$, $p < 0.001$), siendo menores en los 2 centímetros superficiales, así como también entre pasos siendo mayor el P extraído durante el primero ($F_{(3,30)} = 483.6$, $p < 0.001$). Además el factor tratamientos presentó interacción con la profundidad ($F_{(3,30)} = 4.4$, $p < 0.001$) y los pasos ($F_{(3,30)} = 46.9$, $p < 0.001$). La fracción obtenida con HCl presentó errores de estimación. Por este motivo y considerando que el fósforo unido a la apatita es una fracción de menor movilidad y que los valores obtenidos en verano no se diferenciaron significativamente de los obtenidos en análisis de prueba realizados en primavera, se utilizaron los valores de verano en los cálculos de otoño.

La **comparación entre verano y otoño** mostró que todas las fracciones fueron generalmente mayores en otoño (Fig. 29). El CINH_4 -FRS fue mayor en verano ($F_{(3,12)} = 48.1$, $p < 0.001$) y aumentó con la profundidad ($F_{(3,12)} = 27.6$, $p < 0.001$). El D-FRS fue mayor en otoño ($F_{(3,11)} = 37.8$, $p < 0.001$) y pese a que existieron diferencias entre profundidades ($F_{(3,11)} = 4.1$, $p < 0.05$) estas fueron leves y no se detectaron con la prueba de Tukey. El NaOH-FRS fue mayor en otoño ($F_{(3,12)} = 12.1$, $p < 0.001$) y a mayor profundidad ($F_{(3,12)} = 6.0$, $p < 0.001$). Finalmente, el fósforo orgánico también fue mayor en otoño que en verano ($F_{(3,12)} = 89.7$, $p < 0.001$) y no se diferenció entre profundidades del sedimento.

La concentración de hierro total (FeT) en el sedimento fue determinada únicamente en otoño, ya que debido a la baja movilidad del mismo no se espera que presente diferencias significativas entre estaciones. Las concentraciones para las tres profundidades fueron: 0-2 cm: $1.15 \text{ mgPgPS}^{-1} \pm 0.12$; 2-4 cm: $1.19 \text{ mgPgPS}^{-1} \pm 0.13$ y 4-6 cm: $1.36 \text{ mgPgPS}^{-1} \pm 0.13$ y representaron menos del 0.15% del peso seco del sedimento.

7.4.3. Determinación experimental del Flujo de P del sedimento, con y sin aislamiento químico

La Tabla XII presenta los porcentajes de liberación (amarillo) y fijación (verde) de fósforo del agua sobrenadante en todos los tratamientos, calculados respecto de la concentración inicial. En los tratamientos sin FeCl_3 , el sedimento del Lago Rodó liberó fósforo al agua en las réplicas con menores concentraciones iniciales de fósforo, siendo mayor la liberación cuanto menor fuera el fósforo inicial. La liberación fue máxima en el tratamiento con agua libre de fósforo, incrementando en un 603, 619 y 278% el fósforo durante la primavera, el verano y otoño, respectivamente. A concentraciones iniciales superiores a los 100 ugL^{-1} (primavera) y 200 ugL^{-1} (verano y otoño) el sedimento no presentó liberación y comenzó a fijar fósforo. Dicha capacidad de fijación aumentó en los tratamientos con concentraciones iniciales mayores, siendo máxima para los tratamientos de 500 y 1000 ugL^{-1} . La menor capacidad de fijación se observó en verano con un valor máximo de 35% en el tratamientos de 1000 ugPL^{-1} , mientras que para la primavera y el otoño dicha capacidad consumió más del 50% del fósforo del agua sobrenadante.

En los tratamientos con FeCl_3 la concentración de fósforo fue muy baja, no superando los 35 ugL^{-1} en ningún momento. La capacidad de fijación fue máxima en primavera, superando el 80% en todas las concentraciones iniciales (Tabla XII). Sin embargo, en verano se observó hasta un 116% de liberación de fósforo

para la concentración inicial de 0 ugPL⁻¹ y de 9% para la de 20 ugPL⁻¹, mientras que la fijación superó el 90% a partir de la concentración inicial de 500 ugL⁻¹. En otoño, también se observó liberación en el tratamiento libre de fósforo (22%) pero a partir de la concentración inicial de 20 ugL⁻¹ se observó fijación alcanzando el 95% en el tratamiento de 200 ugPL⁻¹.

El flujo de fósforo del sedimento fue diferente en los tratamientos con y sin FeCl₃ ($F_{12} = 918.7$, $p < 0.05$), siendo menor la concentración de fósforo en el agua sobrenadante de los tratamientos con CLFe (Fig. 30). Los tratamientos con diferentes concentraciones iniciales de fósforo también presentaron diferencias significativas ($F_{12} = 39.0$, $p < 0.05$), con mayores concentraciones de fósforo en los tratamientos de mayor concentración inicial (500 y 1000 ugPL⁻¹). Así como también, existieron diferencias entre estaciones del año ($F_{24} = 73.9$, $p < 0.05$) observándose mayores concentraciones de fósforo en el agua sobrenadante en el verano. A su vez, existió interacción entre todas las combinaciones de los factores del análisis.

Tabla XII. Concentración media de fósforo (mgL⁻¹) en los tratamientos con y sin FeCl₃, con diferentes concentraciones iniciales de fósforo, porcentaje de liberación (amarillo) y de fijación (verde) de fósforo del sedimento a partir de la concentración inicial.

Conc. Inicial	Primavera				Verano				Otoño			
	Sin FeCl ₃		Con FeCl ₃		Sin FeCl ₃		Con FeCl ₃		Sin FeCl ₃		Con FeCl ₃	
	med.	%	med.	%	med.	%	med.	%	med.	%	med.	%
0 µgP/L	120,7	603,6	0,0	0,0	123,9	619,5	23,2	116,0	55,6	278,1	4,4	21,8
20 µgP/L	80,0	300,1	0,0	100,0	162,1	710,6	21,8	8,9	31,2	56,2	10,0	49,9
50 µgP/L	114,6	129,1	0,0	100,0	188,1	276,3	24,6	50,8	57,2	14,5	8,0	83,9
100 µgP/L	72,3	27,7	0,0	100,0	189,8	89,8	27,2	72,8	136,1	36,1	22,3	77,7
200 µgP/L	163,7	18,1	34,3	82,9	192,2	3,9	22,6	88,7	108,5	45,8	9,5	95,3
500 µgP/L	284,2	43,2	32,5	93,5	423,1	15,4	30,3	93,9	184,1	63,2	12,9	97,4
1000 µgP/L	435,5	56,4			642,5	35,7	31,0	96,9	451,5	54,8	17,4	98,3

7.5. DISCUSIÓN

7.5.1. Demanda Total de Oxígeno del sedimento

Los valores de DOS en el Lago Rodó se correspondieron con sistemas eutróficos según el relevamiento realizado por Veenstra y Noeln (1991) y fueron menores a los resultados obtenidos por Sommaruga (1991) en el lago Ton Ton. Sin embargo, ninguno de los sistemas considerados corresponden a lagos someros. Sommaruga (1991) explica las altas tasas de DOS, registradas en el mes de abril en el Lago Ton Ton, por la sedimentación de una floración de *Anabaena* sp. en el verano. La degradación de dicha floración se habría visto retardada en el tiempo, debido a la anoxia estival y al retardo que tiene la materia orgánica en incorporarse al metabolismo del sedimento. En el Lago Rodó el elevado grado de eutrofia sustenta una abundante comunidad fitoplanctónica todo el año aunque con aumentos estivales, indicando que el suplemento de materia orgánica fácilmente

degradable se mantendría todo el año. Pero debido al continuo suministro de NO_3 , la producción de materia orgánica estaría equiparada con su oxidación, incluso degradando gran parte del aporte alóctono, lo que explicaría los bajos valores de DOS y materia orgánica registrados.

El intercambio de gases entre el agua y el sedimento es fundamental para los procesos biológicos y geoquímicas en lagos. La demanda de oxígeno del sedimento es un indicador de la tasa de mineralización de la materia orgánica y es una medida integradora del metabolismo del sedimento (Sommaruga 1991, Veenstra y Noeln 1991). Este índice está integrado por la demanda biológica de oxígeno, producto de la respiración de los organismos del sedimento y de la demanda química, generada por la oxidación química de los compuestos orgánicos y minerales (Wetzel 1981). En el estudio del Rodó no se diferenciaron ambos procesos, pero debido a la ausencia de macrobentos la respiración biológica estaría relacionada a la respiración bacteriana. El consumo de oxígeno por el sedimento está directamente relacionado con la concentración de oxígeno en el agua, donde un suplemento insuficiente de oxígeno tiende a disminuir el DOS (Sommaruga 1991). La materia orgánica fue máxima en verano y mínima en otoño, sin embargo las diferencias aunque significativas no fueron de gran magnitud y los valores fueron menores a los registrados para otros sistemas eutróficos del país, ej.: Lago Ton Ton (Sommaruga 1991) y Laguna Blanca (Mazzeo *et al.* 2002). Por lo tanto, el aumento de los valores de SOD hacia el verano y el otoño podrían estar más relacionados al aumento de la saturación de oxígeno en el fondo del lago. Por otra parte, la relativamente elevada temperatura del agua en el fondo durante todo el año (temperatura mínima del agua de 10°C) habrían favorecidos los mayores valores de DOS, manteniendo la actividad bacteriana todo el año, encontrándose dentro del rango de los valores citados en la bibliografía para sistemas eutróficos (Veenstra y Nolen 1991).

La disminución de la concentración de oxígeno en el fondo del lago en la primavera se debió probablemente al apagado de la bomba de agua subterránea, lo cual disminuyó temporalmente la circulación de agua y el suministro de NO_3 . De esta manera la descomposición de la materia orgánica consumió rápidamente el oxígeno, explicando el color negro del sedimento observado en algunos de los experimentos de primavera. Sin embargo, pese a que la bomba estuvo apagada en el último experimento de primavera el fondo presentó una importante saturación de oxígeno, indicando una fuerte influencia del viento como agente de mezcla, que favorece la oxigenación temporal del fondo del lago. La contribución del viento a la mezcla de la columna de agua y a la aireación del sedimento ha sido reportada para muchos sistemas (Scheffer 1998) y es un importante controlador de la anoxia en el lago Sobigard (Kleeberg y Kozerski 1997). La cercanía del Lago Rodó a la costa lo expone frecuentemente a vientos moderados, suficientes para generar mezcla en la somera columna de agua, enriqueciendo el fondo con agua sobresaturada de oxígeno debido a la fotosíntesis fitoplanctónica. Dichas condiciones de oxidación aunque sean temporales, podrían ser suficientes para oxidar los primeros centímetros del sedimento, si el déficit de oxígeno en el fondo no es muy pronunciado. El resto del tiempo la bomba estuvo en pleno funcionamiento y el sedimento tomó una coloración marrón la cual se mantuvo hasta el otoño.

El FRS y NO_3 en el agua sobrenadante en los experimentos presentó una tendencia a disminuir en el tiempo, indicando un posible consumo bacteriano. El NH_4 mostró una aparente tendencia a aumentar aunque la variabilidad fue muy elevada entre tratamientos no detectándose diferencias significativas. La ausencia de un patrón claro entre estaciones se habría debido más a la alta variabilidad de las condiciones del agua del lago que a efectos del metabolismo del sedimento en condiciones experimentales.

7.5.2. Fraccionamiento de fósforo

La fracción de fósforo más importante en verano fue el NaOH-FRS, seguido del D-FRS y el CINH_4 -FRS. Estas fracciones modificaron su concentración hacia el otoño, donde la más abundante fue la orgánica (correspondientes a las fracciones D y NaOH). La disminución en profundidad del fósforo lábil durante el verano indica el rápido intercambio con el agua sobrenadante, debido al gradiente de concentración entre el agua y el sedimento. La fracción de fósforo extraída con ditionita es considerada el reservorio potencialmente intercambiable bajo condiciones reductoras (Psenner 1981, Kleeberg y Kozerski 1997). Esta fracción no fue muy abundante, pero su disminución en verano bajo condiciones oxidadas indicaría que la acentuada actividad biológica podría haber sido suficiente para generar microzonas anoxicas e inducir su liberación.

El aumento de la temperatura de 10 a 20 °C puede duplicar la liberación de fósforo por acelerar las reacciones químicas, así como también por estimular la actividad biológica (Kleeberg y Schlunbaum 1993). Kleeberg y Kozerski (1997) encontraron que las fracciones de fósforo orgánico de la ditionita y el NaOH serían responsables de una importante movilización de fósforo. Es probable que en verano aumente considerablemente la actividad microbiana estimulada a su vez por el continuo suministro de NO_3 , lo que mantendría altas tasas de mineralización de la materia orgánica liberando fósforo. A su vez, el principal aporte de materia orgánica es el fitoplancton que constituye una fuente fácilmente degradable (Andersen y Jensen 1992). De esta manera, el reservorio de fósforo orgánico del sedimento disminuye en verano y es acumulado en las estaciones más frías, cuando la tasa de descomposición es insuficiente para degradar la materia orgánica fitoplanctónica.

De esta manera, en verano el fósforo lábil y el orgánico se liberan al agua y son rápidamente incorporados a la biomasa del fitoplancton, el cual es reincorporado al sedimento como fósforo orgánico cuando dicha biomasa sedimenta. A su vez, la disminución de la actividad biológica y el continuo suministro de NO_3 permitirían mantener las condiciones oxidadas y el fósforo se redistribuiría entre las fracciones del sedimento aumentando el reservorio adsorbido al Fe, el cual estará nuevamente disponible bajo condiciones de reducción el verano siguiente.

Los resultados nos permiten establecer un ciclo de reciclaje de la carga interna, modulado por la temperatura, la actividad bacteriana y el fitoplancton. Este último produce materia orgánica, promueve la reducción del sedimento y acentúa el gradiente agua-sedimento de fósforo, estabilizando la fase de agua turbia (Scheffer 1998). Si bien este ciclo puede mantenerse todo el año, dado que las temperaturas invernales ($>10^\circ\text{C}$) pueden mantener la actividad biológica y la sostenida producción fitoplanctónica, el aumento estival de la temperatura y de la actividad biológica acelera su reciclaje y altera la distribución de fracciones del fósforo en el sedimento.

El Eh podría ser determinante en la liberación de fósforo en momentos de anoxia o hipoxia. El fondo del lago presentó concentraciones en torno a los $4\text{--}5\text{ mg l}^{-1}$ de oxígeno con la bomba de agua subterránea encendida. Si bien esta sería suficiente para mantener las condiciones oxidadas (Jaeger 1994) y habría mantenido el Eh mayor a los 250mV hasta los 4cm de profundidad del sedimento en otoño, la cercanía al valor crítico de reducción del Fe indicaría la relevancia del viento como agente de mezcla de la columna de agua. En verano, en una secuencia de días calmos el oxígeno en el fondo podría consumirse rápidamente, promoviendo pulsos de liberación de fósforo. Sin embargo, debido a la baja concentración de FeT y una relación Fe/P menor a 10 en el sedimento, el Fe no constituye un factor controlador de la carga interna, disminuyendo la importancia relativa del Eh. Jensen

et al. (1992) encontraron que los lagos con relaciones Fe/P menores a 10 son incapaces de retener fósforo y la tasa de liberación de fósforo se ve más relacionada a las fracciones orgánicas, la que parecen controlar la tasa de liberación. Sin embargo, en un lago donde la carga interna esta estrechamente vinculada al fósforo orgánico el Eh adquiriría gran relevancia por su efecto sobre la actividad biológica, donde las condiciones oxidantes estimulan la actividad biológica y favorecen la liberación de fósforo (Kleeberg y Schlunbaum 1993).

Bajo estas circunstancias el NO_3 aparece como un factor determinante del metabolismo del sedimento. Si bien este previene la reducción del Fe^{3+} (Golterman 1984), controlando la liberación de las fracciones Eh dependientes y manteniendo la oxidación del sedimento hasta los 4 cm superficiales, mejora la calidad de la materia orgánica (aumentando la relación C/N) y estimula el metabolismo bacteriano. De esta manera el NO_3 podría sustentar el reciclaje de la carga interna del fósforo a través de su influencia sobre la actividad bacteriana, a la vez que previene la acumulación de materia orgánica y la producción de malos olores.

La baja concentración de Fe^{3+} del Lago Rodó podría ser el resultado de la remoción del sedimento realizada en 1997, lo cual habría disminuido la capacidad del sistema de retener fósforo y controlar la carga interna. Así, se habría favorecido la dominancia del ciclo de reciclaje por la actividad bacteriana y fitoplanctónica. Scheffer (1998) basado en la relación Fe/P sugiere que el Fe puede unir una cantidad de fósforo equivalente al 10 % de su peso, si utilizamos la relación más elevada planteada por Jensen *et al.* (1992) de 15, resulta que el Fe del Lago Rodó solo podría controlar 0.17 mggPS de fósforo. Esta capacidad de retención del hierro es similar al fósforo asociado a la fracción Eh dependiente determinada por la ditionita, pero menor que la fracción extraída con NaOH, sugiriendo que los óxidos de Al tienen gran importancia en el sistema. Dado que el P asociado a la apatita es la fuente de P no movilizable (Psenner y Pucsko. 1988, Kleeberg y Kozerski 1997) y que el P orgánico parece ser fundamental en el reciclaje de la carga interna, alrededor del 89% del sedimento estaría potencialmente disponible en el Lago Rodó, representando una carga de fósforo de 0.7 y 0.8 mggPS⁻¹ en otoño y verano respectivamente.

7.5.3. Flujo de fósforo del sedimento

El sedimento del Lago Rodó puede actuar como fuente o reservorio de fósforo, dependiendo del gradiente de FRS entre el sedimento y el agua. Cuando la concentración en el agua es baja, el sedimento libera fósforo. Si bien la liberación fue modulada por la temperatura, esta se mantendría todo el año, con valores máximos en verano. La capacidad de liberación y fijación deben ser muy sensibles a los factores determinantes del reciclaje de la carga interna. Sin embargo, esta dinámica no parece estar mediada por la actividad biológica dado que se aplicó cloroformo. Esto sugiere que el sedimento por si mismo tiene capacidad de intercambiar fósforo y como la relación Fe/P es muy baja, dicha capacidad probablemente se deba al contenido de materia orgánica, óxidos de aluminio y Ca, y el intercambio sería modulado por el gradiente de concentraciones de FRS. Este es un resultado muy importante ya que el gradiente de FRS es muy pronunciado debido al consumo del fitoplancton. Por otra parte, cuando la concentración de fósforo supera los 100 $\mu\text{g l}^{-1}$, el sedimento actúa como reservorio, acumulando el fósforo hasta alcanzar un equilibrio con la concentración en el agua. La disminución de la retención de fósforo en el verano sugiere que esta capacidad se encuentra saturada por la liberación, ya sea desde la enriquecida fracción orgánica o por la movilización de las fracciones Eh dependientes.

Esta capacidad alternante tiene varias implicaciones para el manejo del sistema, por un lado indica que el sedimento tiene capacidad de seguir almacenado fósforo si la concentración de fósforo en el agua es superior

a los 100 $\mu\text{g l}^{-1}$. Por lo tanto, si no se controla la carga de fósforo asociada al agua, esta puede contribuir a aumentar la carga interna. Por otro lado, indica que bajo las condiciones de dominancia de cianobacterias, el sedimento es capaz de mantener un suministro continuo de fósforo manteniendo el estado de agua turbia. De acuerdo a los resultados del manejo hidráulico la recirculación de agua podría bombear FRS al lago favoreciendo el aumento de la carga interna o reducirla sucesivamente si se controla efectivamente la liberación en los humedales mediante un eficiente programa de cosecha. Durante el aislamiento hidrológico, el gradiente producido por el fitoplancton y la anoxia favorecerían la liberación de fósforo, lo cual podría disminuir la carga interna sucesivamente si se disminuye el tiempo de residencia. Sin embargo, la estrategia de dilución de la carga interna por lavado podría tardar muchos años (Kleeberg y Kozerski 1997). Finalmente, durante el bombeo de agua subterránea entra una importante cantidad de fósforo (Scasso *et al.* 2001), el cual sería rápidamente incorporado al metabolismo del sedimento al ser asimilado por el fitoplancton.

Como estrategia de inmovilización del fósforo del sedimento, los resultados experimentales muestran que el tratamiento con FeCl_3 como fuera citado por otros autores (Jaeger 1994, Wolter 1994, Ripl 1994)) es muy eficiente. Además, no ha tenido efectos secundarios sobre la biota en sistemas donde se ha aplicado (Wolter 1994), si el pH se mantiene mayor a 5.5 (Jaeger 1994). De acuerdo a la capacidad alcalina del lago no se esperaría que el pH tuviera cambios importantes. Sin embargo, el tratamiento químico se debe realizar con cuidado, tendiendo a utilizar las proporciones de FeCl_3 mínimas necesarias. La concentración utilizada experimentalmente mostró ser insuficiente en los meses de verano, indicando que el hierro adicionado no logró controlar la carga interna que se moviliza en un gradiente entre el agua y el sedimento muy pronunciado. Es probable que el fósforo se encuentre en fracciones muy lábiles, ya sea como FRS en el agua intersticial o que el reservorio de fósforo orgánico sea también muy lábil. Es necesario entonces, probar varias dosis en sistemas experimentales *in situ* previo a la aplicación en el lago. Para esto, realizar exclusiones y aplicar distintos tratamientos combinados (FeCl_3 , $\text{FeCl}_3+\text{NO}_3$, FeCl_3+O_2) según Kleeberg y Schlunbaum (1993), determinar experimentalmente el efecto sobre el pH y la interferencia de sustancias orgánicas con el tratamiento, constituirían una adecuada estrategia experimental para realizar en las estaciones de mayor actividad biológica. A su vez se requieren bioensayos para ver los efectos del tratamiento sobre la biota del lago (Wolter 1994).

Por otra parte, la aplicación se debe realizar únicamente si se asegura que la carga externa ha sido disminuida de manera tal que no aumente la carga interna, de lo contrario se recuperarían las condiciones hipertróficas rápidamente, como ocurrió luego de la remoción del sedimento en el Lago Rodó. También se debe asegurar el control del Eh, de lo contrario el Fe^{3+} incorporado liberará todo el FRS acomplejado, pudiendo reaccionar con HS y formando complejos insolubles. De esta manera, el Fe adicionado quedaría en una forma no disponible para unirse al P una vez que se restablezcan las condiciones oxidadas. Un único evento de anoxia extremo, generado por ejemplo por la ruptura temporal de la bomba de agua subterránea en verano, podría ser suficiente para disminuir considerablemente la eficiencia del tratamiento del químico.

7.6. CONCLUSIONES

→ La demanda de oxígeno del sedimento correspondió a la de lagos eutróficos y fue menor a la registrada en el lago hipereutrífico Ton-Ton. Esta fue muy variable y estuvo determinada por la saturación de oxígeno del fondo.

→ La carga interna máxima de fósforo del sistema es de 0.9 mgPgPS^{-1} .

→ La carga orgánica del sedimento constituyó la principal fracción de fósforo, la cual estuvo compuesta principalmente de la biomasa fitoplanctónica.

→ El reciclaje de fósforo está determinado por la temperatura que estimula la actividad microbológica, el suplemento de materia orgánica, así como por el gradiente de fósforo entre el agua y el sedimento inducidos por el fitoplancton.

→ La disminuida reserva de hierro del lago indica su baja incidencia como regulador de la disponibilidad de fósforo, siendo el NO_3 suministrado por el agua subterránea quien mantiene el Eh en condiciones oxidantes y el fósforo en forma insoluble. Además, estimula la actividad bacteriana y mantiene el balance entre la producción y degradación de la materia orgánica, evitando su acumulación y producción de malos olores.

→ El sedimento se comporta como fuente o reservorio de fósforo dependiendo de su gradiente de concentración entre el agua y el sedimento, donde el enriquecimiento con FeCl_3 aumentaría la capacidad de retención de fósforo del sedimento, siempre que se logre mantener el $\text{Eh} > 250 \text{ mV}$.

→ El tratamiento combinado de FeCl_3 y NO_3 sería una medida efectiva para disminuir la carga interna de fósforo, aunque se recomienda la utilización del sistema de recirculación y la adecuada jardinería del parque para controlar el aporte externo.

8. CAPÍTULO 4: DETERMINACIÓN DE LOS MANEJOS ALTERNATIVOS DEL SISTEMA

8.1. INTRODUCCIÓN

8.1.1. Estrategias de manejo de la carga interna de nutrientes

La remoción o disminución de la carga externa de fósforo por si mismo no son suficientes en la restauración de muchos lagos someros, debido a la resiliencia conferida por la carga interna desarrollada. En una programa de restauración una vez disminuida la carga externa se debe controlar la carga interna. Hay 3 preguntas fundamentales para el manejo de la carga de nutrientes de un lago (Kleeberg y Kozerski 1997): ¿Cuál es la carga interna de fósforo? ¿Cuál es la movilidad potencial del fósforo? ¿Cuales son los factores ambientales que controlan el flujo de fósforo? Estas preguntas han sido abordadas en los capítulos anteriores. Una vez respondidas cabe preguntarse bajo qué circunstancias se recomiendan las diferentes medidas como remoción del sedimento, aplicación de FeCl_3 , manipulación del régimen hidrológico, biomanipulación, o sentarse y observar? Todas las alternativas tienen ventajas y desventajas y estas dependerán de las características del problema, el tamaño y ubicación del lago, de las capacidades logísticas y económicas, así como de los valores estéticos culturales de la población.

Las medidas de control de la carga interna pueden agruparse en estrategias de disminución de la carga de nutrientes y de control de la carga interna. Las primeras buscan eliminar nutrientes del sistema, para alcanzar los valores naturales previos a los disturbios humanos. Dentro de este grupo se incluye la remoción del sedimento, la construcción de humedales artificiales y cultivo de hidrófitas y la dilución y lavado del sistema. La remoción del sedimento es una de las medidas más efectivas pero más costosas, requiere de gran infraestructura para transportar el sedimento removido, un espacio de disposición temporal para tratar el agua lixiviada y un lugar adecuado donde realizar la disposición final, especialmente si este tiene elevados niveles de metales pesados u organoclorados (Björk 1994). En lagos someros la remoción tiene una complicación extra si no se puede vaciar el lago, provocando la resuspensión durante el procedimiento de dragado, expandiendo una nube de sedimento que se dispersa a las áreas previamente dragadas aportando nutrientes (Quaak *et al.* 1993). La construcción de humedales ha demostrado ser una medida muy eficiente (Weisner *et al.* 1994, Vymazal 1999), pero tiene algunas limitantes ya que requiere un espacio considerable, se debe hacer un mantenimiento de la comunidad de hidrófitas para aumentar su eficiencia y su utilización puede estar restringida a ciertas épocas del año en climas subtropicales y templados (Záková *et al.* 1994). El lavado y dilución del lago se basa en que una disminución del tiempo de residencia principalmente en los momentos de mayor liberación de fósforo reducirían sucesivamente la carga interna. Sin embargo, este método puede ser imposible de aplicar si no se tiene una fuente de agua alterna o no se puede manejar el volumen del lago, además que puede tomar muchos años (Kleeberg y Kozerski 1997).

Las medidas de control de la carga interna, procuran inmovilizar la carga existente disminuyendo su disponibilidad para difundir al agua. En este grupo existe una gran variedad de medidas las que se pueden agrupar en técnicas de control del potencial de oxidorreducción del fondo del lago y de control químico de las características del sedimento. El control del Eh busca prevenir la anóxia, de manera que la capacidad natural de retención de fósforo asociada a la carga de Fe, del sedimento se mantenga todo el año (Verner 1994). Las técnicas más utilizadas son la desestratificación (en lagos que se estratifican), aireación (bombeo de aire) y oxigenación del hipolimnion (bombeo de oxígeno puro), las cuales han demostrado ser exitosas en lagos profundos y pequeños (Jaeger 1994, Babin *et al.* 1999). Estas técnicas tienen varias desventajas como ser que requieren de mucha infraestructura (tanques de reserva, sistemas de bombeo e inyección, etc.), alto

alto costo de implementación y mantenimiento (ya sea en términos económicos como energéticos), disminución del valor estético, requieren de poner a punto una tecnología escasamente utilizada en el país, el diseño tecnológico debe ser realizado para cada caso y la eficiencia ha sido menor en lagos someros (Ashley y Nordin 1999, Babin *et al.* 1999). El suministro de NO_3 puede jugar un doble papel, previene la reducción del Fe (Golterman 1984) pero puede favorecer el metabolismo bacteriano promoviendo la mineralización y liberación de fósforo (Jensen y Andersen 1992). Por lo tanto, su efecto debe ser evaluado previamente a su utilización, aunque es probable que en sedimentos ricos en Fe actúe mayoritariamente como Eh estabilizador. Esta técnica puede ser muy simple y barata si existe una fuente de agua enriquecida de nitrógeno como la escorrentía de campos de cultivos altamente fertilizados (Kleeberg y Kozerski 1997), o agua subterránea contaminada.

El control químico se basa en la aplicación de sustancias que adsorben fósforo, aumentando la capacidad natural del sedimento. Estas técnicas pueden diferenciarse, según su sensibilidad al Eh, en tratamientos Eh dependientes e independientes (Burley *et al.* 2001). La aplicación de FeCl_3 es muy eficiente pero altamente dependiente de las condiciones de oxidorreducción, requiriendo generalmente medidas adicionales de regulación del Eh. Además presentan ventajas ecológicas ya que no se han registrado efectos nocivos en la biota (Ripl 1994). Los tratamientos Eh independientes consisten en la aplicación de AlSO_4 , agente más eficiente pero altamente tóxico (Wolter 1994) y el tratamiento con Ca, el cual no ha tenido buenos resultados, ya que si bien es barato y no tóxico requiere de múltiples aplicaciones (Burley *et al.* 2001). El tratamiento químico es menos costoso que las técnicas de aireación. Sin embargo, comparte alguna de sus limitaciones, ya que requiere de una infraestructura que asegure la dosificación en todo el sedimento y la adecuada mezcla del FeCl_3 con el agua, manteniendo el pH controlado. La principal desventaja es que no se conocen los resultados a largo plazo (Quaak *et al.* 1993).

Todas estas técnicas pueden ser combinadas de diversas maneras para alcanzar una eficiencia mayor, ya que generalmente la aplicación de una única técnica no es suficiente. Sin embargo, una desventaja que todas presentan es que requieren de la sucesiva intervención del hombre, con un gran costo de mantenimiento. Por otra parte, la reducción de la carga de nutrientes no asegura el pasaje a un estado de agua clara y requiere de biomanipulación simultáneamente (Moss 1990, Kasprzak 1995). La biomanipulación de las comunidades presentes es una estrategia ambientalmente amigable de mejorar la calidad del agua (Mătena *et al.* 1994) y que potencialmente podría alcanzar la independencia de la intervención humana una vez estabilizados mecanismos de homeostasis. Sin embargo, la biomanipulación disminuye su eficiencia a mayor carga de nutrientes y no se recomienda hasta no controlar la dominancia de cianobacterias (Scheffer 1998).

8.1.2. Evaluación de alternativas de manejo

Los modelos de evaluación multicriterio permiten combinar gran cantidad de información de diferente origen, ya sea cuanti y cualitativa, con distintos grados de incertidumbre e incorporar las percepciones y opiniones humanas. Son utilizados para ordenar alternativas en base a una serie de criterios, los cuales se pueden definir empíricamente (mediciones de campo o laboratorio) o a partir de preferencias humanas surgidas de discusiones organizadas (Smith y Theberge 1987). El conjunto de criterios debe ser el mínimo posible, que incluya todas las variables importantes sin ser redundantes y que puedan ser medidas en alguna escala (Lahdelma *et al.* 2000). Estas técnicas son utilizadas en planeación ambiental y de toma de decisiones, para clarificar el proceso de planeación, evitar distorsiones y poder manejar toda la información, incertidumbre

y preferencias, permitiendo sustituir elecciones intuitivas por decisiones justificadas. A su vez estos son acordes al paradigma de planificación racional, que implica identificar el problema y las metas a alcanzar, evaluar alternativas, determinar el modo de decisión e implementar las soluciones (Banai-Kashani 1989). La clave de estos modelos es el método de decisión, el cual especifica cómo se realizará la combinación de la información para obtener una solución (Lahdelma *et al.* 2000). Según el tipo de información disponible se utilizan los modelos compensatorios, donde los diferentes criterios ponderados se compensan entre sí (la disminución extrema de un criterio se compensa por el aumento de otro) y resultan en un único número (índice) determinado para cada alternativa. Estos modelos tienen los siguientes supuestos: los criterios deben estar en escala de intervalo o cociente, las medidas de los diferentes criterios deben ser comparables, los criterios deben ser independientes y se deben poder diferenciar ponderaciones entre los criterios (Smith y Theberge 1987). Dentro de los métodos compensatorios los modelos de utilidad multiatributo permiten satisfacer los dos primeros supuestos, mientras que el supuesto de independencia se asegura durante la elección de los criterios o variables a incorporar, evitando la correlación entre estas. El modelo de utilidad multiatributo se basa en la Teoría de Utilidad, que permite medir preferencias subjetivas y probabilidades y transformarlas en ecuaciones matemáticas cuantitativas o funciones de utilidad. Estas funciones expresan las preferencias del público, tomadores de decisión o científicos, para los distintos niveles de un criterio. La utilidad es definida como el beneficio percibido de un determinado valor que toma un criterio (Smith y Theberge 1987). El resultado final es un valor de utilidad o aptitud total para cada alternativa, la cual surge de la combinación de la utilidad de los criterios individuales que se obtiene a partir de una suma ponderada de todos los criterios (Lahdelma *et al.* 2000).

El proceso analítico jerárquico (AHP por sus siglas en inglés) desarrollado por Saaty (1980) es uno de los modelos de decisión más flexibles y fáciles de utilizar (Anselin *et al.* 1989). Permite trabajar con información limitada, cuanti y cualitativa (Banai-Kashani 1989), el cual puede ser empleado en diferentes etapas del proceso de evaluación. Se caracteriza por la descripción de un problema de decisión de manera jerárquica, lo que facilita organizar las relaciones entre las variables consideradas y permite determinar un vector de prioridad normalizado o ponderación de los criterios utilizados, a partir de combinaciones pareadas (Anselin *et al.* 1989). Este método de ponderación permite satisfacer el cuarto supuesto de los modelos multiatributo postulados por Smith y Theberge (1987). A su vez, permite detectar y corregir la inconsistencia en el raciocinio experto durante la determinación de la importancia relativa de los criterios (Banai-Kashani 1989).

La evaluación multicriterio busca convertir las diferentes variables a unidades comparables y determinar la prioridad o pesos relativos de los indicadores resultantes. Este método es una herramienta de decisión flexible, donde los aspectos subjetivos de evaluación se vuelven explícitos y permite incorporar limitaciones administrativas o preferencias. El índice obtenido para cada alternativa (aptitud) debe ser visto como un valor relativo de la alternativa, dependiente de la construcción de la jerarquía del análisis, la elección de criterios y su medición (Anseline *et al.* 1989). Por lo tanto, una mejor, única y objetiva opción probablemente no exista y el proceso de evaluación y decisión es una búsqueda de la opción más aceptable (Lahdelma *et al.* 2000). Sin embargo, la simplicidad del método nos permite fácilmente modificar la jerarquía, ponderación y valoración de los criterios. De esta manera, se pueden considerar diferentes opciones y mejorar el entendimiento de la influencia que estos tienen sobre el valor del índice final (Anseline *et al.* 1989).

La elección del método multicriterio depende del tipo de problema e información disponible y debe ser elegida por el analista ambiental o quien esté a cargo de la evaluación de alternativas. Si bien existen diferentes modelos y combinaciones de modelos multicriterio, en todos los casos los supuestos y principios en los cuales estos se basan deben ser respetados y ser coherentes ecológica, filosófica y matemáticamente. Por otra parte, estos modelos deben ser simples para asegurar que los no especialistas y tomadores de decisión entiendan el proceso y deben basarse en la menor cantidad de información relevante posible, fácil de medir y monitorear posteriormente (Smith y Theberge 1987). Luego de seleccionar el modelo de decisión comienza la recolección y procesamiento de la información y esta deberá de proveer de distintas alternativas o soluciones. Al final los tomadores de decisión realizan la decisión final, basados en las alternativas predeterminadas y la información producida. Dado que éstos son los responsables de las consecuencias son libres de desviarse de las alternativas preseleccionadas (Lehdelma *et al.* 1989).

8.2. OBJETIVO ESPECÍFICO

Objetivo específico 5: Evaluar y seleccionar distintas alternativas de control de la carga interna de nutrientes.

8.3. METODOLOGÍA

Los resultados de los experimentos hidrológicos, de incorporación de nutrientes de las hidrófitas, de tratamiento químico del sedimento y de la caracterización del mismo se utilizaron para determinar las medidas de manejo de la carga de nutrientes. Para cada medida se determinará el costo económico de implementación y mantenimiento en base a presupuestos solicitados a empresas privadas, información bibliográfica y estimaciones realizados durante el estudio. A su vez, en base a la experiencia obtenida durante estos años de trabajo y a las recomendaciones encontradas en la bibliografía, se analizará la factibilidad de implementación de dichas medidas, considerando las limitaciones burocráticas e infraestructurales de la municipalidad.

A partir de dichos resultados se elaboraron alternativas de manejo, combinando la manipulación hidráulica, química y biológica, y se determinaron las principales variables fisicoquímicas (criterios de calidad de agua) que determinan el funcionamiento del sistema, los costos económicos de aplicar dichas alternativas (criterios económicos), y la factibilidad de que se apliquen adecuadamente (criterio de factibilidad). A partir de estos, se determinó la estructura jerárquica de evaluación de las alternativas, donde los sucesivos niveles contribuyen al objetivo final o meta que consiste en la determinación de las alternativas más útiles para la reducción de la carga de nutrientes del Lago Rodó (Fig. 20). En función de la información disponible y la estructura jerárquica determinada se seleccionó un método multicriterio compensatorio, donde los criterios fueron transformados utilizando funciones de utilidad y la aptitud se determinó a través de una combinación lineal ponderada. El método de ponderación elegido fue el AHP. Para cumplir con el supuesto de no redundancia se evitó la elección de criterios que presentan correlación. La ponderación se realizó mediante una matriz (de ponderación) según Banai-Kashani (1989), en la que se colocaron los criterios en las filas y columnas, y se compararon los criterios tomados de a dos asignándoles una relación de jerarquía representada por la escala de Saaty del 1 al 9. El peso o ponderación de los criterios es el vector propio derecho de la matriz de ponderación, normalizado por la suma de la media geométrica de todos los pesos. A partir de esta matriz se realizó un análisis de consistencia de la ponderación para determinar si la importancia relativa de los criterios fue asignada de manera al azar (según

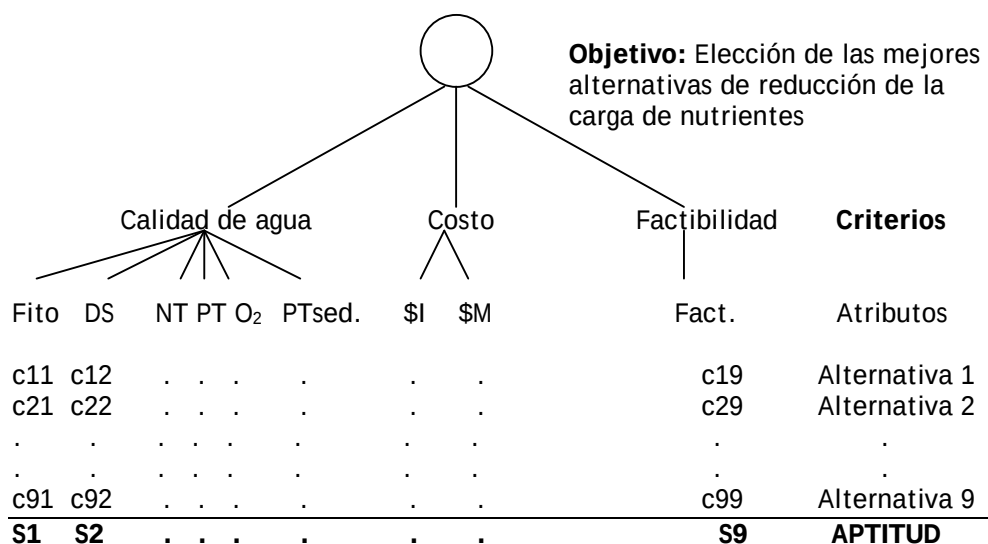


Fig. 20. Se presenta el esquema jeárquico de evaluación de alternatias seguido en el procedimiento multicriterio.

Banai-Kashani 1989). La ponderación obtenida fue aceptada una vez que el índice de azar fue menor al 10%, para lo cual se reevaluó la ponderación realizada de algunos criterios.

Luego de seleccionar los criterios se determinaron los valores que estos toman o tomarían bajo la aplicación de las distintas alternativas. Para esto se utilizaron valores determinados durante los estudios realizados debidamente fundamentado y recomendaciones tomadas de la bibliografía. Posteriormente estos fueron transformados, utilizando funciones de utilidad, lo que permitió obtener una unidad de medida común en escala de intervalo entre 0 y 1 para todos los criterios. En dicha transformación se determinó el valor del criterio para el cual se obtiene la máxima utilidad (valor deseable) y utilizando la técnica de distancia al punto ideal se le asignaron magnitudes de utilidad a los distintos valores intermedios que toma el criterio en las alternativas. Las funciones de utilidad consistieron en ecuaciones simples de recta y el valor transformado del criterio se obtuvo mediante las ecuaciones de costo: $(X_{ij}-X_{min})/(X_{max}-X_{min})$ y beneficio: $(X_{max}-X_{ij})/(X_{max}-X_{min})$, según las curvas fueran descendentes o ascendentes. Para los criterios que originalmente se encontraban en escala nominal (Fitoplancton y Factibilidad) se utilizó el AHP para transformar dicha escala a una de intervalo, según Banai-Kashani (1989). Para esto se construyó una matriz con las categorías nominales del criterio en las filas y columnas, a los cuales se les asignó una importancia relativa de igual manera que en el AHP original, y el vector derecho normalizado correspondió a los valores que toma el criterio en una escala de 0 a 1.

Una vez obtenidos los criterios transformados y su ponderación se construyó la matriz de decisión, en la cual se colocan los criterios en las filas y las alternativas en las columnas, y en las celdas respectivas se coloca el valor transformado que toma dicho criterio bajo esa alternativa. La aptitud de las alternativas, considerando los costos económicos, la factibilidad de implementación, así como sus ventajas en el mejoramiento

de la calidad del agua se determinó mediante la combinación lineal ponderada de los criterios, utilizando la siguiente ecuación general:

$$S = \text{Sumatoria } (w_i * c_i)$$

Donde w_i es la ponderación del criterio c_i . De esta manera se pueden sumar los valores que toman los diferentes criterios de una alternativa, aunque se encuentren originalmente en unidades y escalas distintas. La aptitud se determina para cada alternativa y las que obtengan mayor aptitud serán las opciones de manejo recomendadas a la municipalidad.

8.4. RESULTADOS

8.4.1. Elección de criterios

El conjunto mínimo de criterios seleccionado para este análisis se diferenció en 3 tipos: criterios de calidad de agua, económicos y de factibilidad. Dentro de estos, 2 se encontraban en escala nominal (Fitoplancton y Factibilidad), mientras que los restantes en escala de intervalo.

Criterios de calidad de agua

- **transparencia del agua (DS)**, debido a que es la principal causa de deterioro estético del lago y es un indicador del funcionamiento general del sistema
- **tipo de asociación fitoplanctónica (Fito)**, ya que estas tienen importantes implicancias para el manejo condicionando el funcionamiento del sistema y la aplicación de ciertas medidas de restauración
- **NT**: por determinar el estado trófico y la biomasa de productores primarias. En el caso del Lago Rodó, debido al predominio del nitrato determina las condiciones de oxidorreducción, degradación de la materia orgánica y la liberación de fósforo del sedimento
- **PT**: por determinar el estado trófico, la biomasa fitoplanctónica y la transparencia del agua.
- **O₂** del fondo del lago: porque influencia fuertemente la liberación de fósforo desde el sedimento, la presencia de peces piscívoros y la generación de malos olores.
- **FT del sedimento (Psed.)**: porque representa la principal carga interna de fósforo del sistema y su movilización determina el estado turbio del lago y la dominancia fitoplanctónica.

Criterios económicos son:

- **costo de implementación (\$I)**: varias de las alternativas evaluadas presentan un costo de instalación de infraestructura o de aplicación de una determinada medida (FeCl_3), y este costo puede ser limitante para que la municipalidad implemente dicha medida.
- **costo de mantenimiento (\$M)**: una vez implementadas ciertas medidas requieren de un cuidadoso mantenimiento de las infraestructuras o de la sincronización de varias medidas en función de la evolución de las características del agua. El mantenimiento puede ser muy costoso en términos económicos ya que implica un costo anual constante y no una inversión puntual y única, e incluso requiere de la modificación de la estructura burocrática de las dependencias que administran el lago, generando un cargo administrativo o redistribuyendo el personal muchas veces no capacitado.

Tabla XIII. Matriz de ponderación del AHP. La ponderación se realiza combinando de a dos criterios y asignándoles un valor de importancia en la escala del 1 al 9.

	\$M	DS	FITO	NT	PT	O2	PTsed	\$I	Fact
\$M	1	1	1	2	5	6	7	9	8
DS	1	1	1	5	5	5	7	8	7
FITO	1	1	1	5	7	6	8	8	7
NT	½	1/5	1/5	1	4	1	6	8	8
PT	1/5	1/5	1/7	¼	1	2	1	2	2
O2	1/6	1/5	1/6	1	½	1	5	8	3
PTsed	1/7	1/7	1/8	1/6	1	1/5	1	5	3
\$I	1/9	1/8	1/8	1/8	½	1/8	1/5	1	2
Fact	1/8	1/7	1/7	1/8	1/2	1/3	1/3	1/2	1

Criterio de factibilidad:

- **factibilidad (Fact):** implica determinar la probabilidad de que una determinada medida sea adecuadamente implementada, debido a que la misma puede tener un alto costo de mantenimiento, requerir la combinación en tiempo y forma de varias medidas para aumentar su eficiencia, o la existencia en el país de empresas capaces de implementar dicha medida.

8.4.2. Ponderación de criterios

La ponderación se realizó mediante AHP, para lo cual se estableció un orden jerárquico según la importancia de los criterios y se confeccionó una matriz de ponderación, donde se colocaron los criterios en las filas y columnas respetando el orden jerárquico. La ponderación se realizó estableciendo la importancia de un criterio sobre otro combinados de a dos y la importancia del criterio se asignó en una escala del 1 al 9. De esta manera la matriz era cuadrada, con valores de 1 en la diagonal y recíproca, ya que una de las dos combinaciones posibles de los criterios toma el valor recíproco de la ponderación. El orden jerárquico de los criterios fue: \$M, DS, Fito., NT, PT, O2, Psed., \$I y Fact. La matriz de ponderación se presenta en la Tabla XIII.

Para determinar la consistencia de la ponderación, se multiplicó la matriz por si misma en un proceso de iteración y se determinaron los valores propios y el vector propio derecho. Cuando el vector propio disminuye su variabilidad, se utiliza como el peso o ponderación de los criterios, normalizado entre la suma de la media geométrica de las filas de la matriz. La ponderación de los criterios se presenta en la Tabla X. El índice de azar de dicha matriz de ponderación (9%) fue aceptable, siendo menor al 10%, para un índice de consistencia al azar de 1.45 correspondiente a una matriz 9x9.

8.4.3. Elección de alternativas

A partir de los resultados obtenidos se seleccionaron 6 medidas de manejo que podrían ser viables en el Lago Rodó. Dichas medidas son:

⇒ no hacer nada o alternativa nula (Lahdelma *et al.* 2000), lo cual corresponde a mantener el lago en **aislamiento hidrológico (A)** y no requiere inversión de ningún tipo, pero el lago presentaría el peor estado de calidad de agua.

⇒ **Bombeo de agua subterránea (B):** el NO₃ aportado por el agua subterránea mantendría las condiciones oxidantes del sedimento y evitaría la liberación de fósforo, requiere de un mantenimiento mínimo de la bomba de agua subterránea y una persona encargada del manejo.

⇒ **Manejo de una compuerta (C)**, permitiría manipular rápidamente el nivel del lago, realizando un lavado de la columna de agua que eliminaría parte de la biomasa algal. Las asociaciones S y M se perjudican por los disturbios en el régimen hidrológico y disminuirían su tasa de crecimiento, permitiendo la codominancia de otras especies. Este manejo se puede realizar luego de lluvias importantes que aporten gran cantidad de agua pobre en nutrientes o asociada al encendido de la bomba de agua subterránea, de manera de no disminuir el volumen del lago. Los cambios bruscos en la circulación de agua serían perturbaciones que aumentarían la diversidad fitoplanctónica, siendo potencialmente efectivo en los meses invernales cuando las cianofíceas presentan menor tasa de crecimiento y podrían ser aplicados cuantas veces sea necesario. Dicha medida requiere de la instalación de la compuerta y del manejo integrado a cargo del encargado de la gestión.

⇒ **Recirculación de agua (RC)**, asociada al manejo de los humedales artificiales con un adecuado programa de cosecha de hidrófitas. Esta alternativa permitiría eliminar nutrientes del sistema, pero tendría un alto costo de implementación y mantenimiento, ya que requiere la instalación de 2 bombas de recirculación (una en el estanque 2 y otra en el 3, y el mantenimiento de las mismas, asociado al manejo integrado a cargo del encargado de la gestión.

⇒ **Tratamiento con FeCl_3 (FeCl_3)** del sedimento, donde el FeCl_3 inmovilizaría considerablemente la carga interna de fósforo convirtiéndolo en un reservorio insoluble no disponible para el fitoplancton, de esta manera disminuiría la biomasa fitoplanctónica y aumentaría la transparencia de sistema. Sin embargo, esta medida no puede ser aplicada de manera aislada ya que su eficiencia requiere de un sedimento continuamente oxidado para mantener el fósforo adsorbido al Fe^{3+} . Esta medida tendría un elevado costo de implementación y de mantenimiento ya que requiere de medidas adicionales que mantengan las condiciones de oxidorreducción y por lo tanto una cuidadoso labor de monitoreo y manejo por parte del encargado del programa de restauración.

⇒ **Oxigenación del fondo (O_2)**, esta medida se aplicaría únicamente en combinación con el tratamiento con FeCl_3 con el objetivo de mantener oxidado el sedimento del lago y evitar la reducción del Fe. El sistema de oxigenación debería mantenerse todo el año pero se encendería únicamente durante los momentos de anoxia. De los tratamientos de este tipo la oxigenación con O_2 molecular puro sería la más eficiente debido a la escasa profundidad del sistema, pero el costo de implementación y mantenimiento sería muy elevado (Babin *et al.* 1999), además que requeriría un gran esfuerzo de monitoreo y manejo integrado de las medidas propuestas del programa de restauración.

Dichas medidas pueden ser aplicadas aisladamente o de manera conjunta. A partir de la combinación de las mismas se generaron 10 alternativas de control de la carga interna del sistema. Las alternativas de manejo son:

- 1- Aislamiento hidrológico (**A**)
- 2- Aislamiento hidrológico y bombeo de agua subterránea (**A+B**) durante momentos de anoxia en el fondo del lago.
- 3- Aislamiento hidrológico, bombeo de agua subterránea y manejo de una compuerta, (**A+B+C**).
- 4- Aislamiento, bombeo de agua subterránea y tratamiento del sedimento con FeCl_3 (**A+B+ FeCl_3**).
- 5- Aislamiento, oxigenación del agua del fondo y tratamiento del sedimento con FeCl_3 (**A+ O_2 + FeCl_3**).
- 6- Recirculación de agua (**RC**).
- 7- Recirculación de agua y bombeo de agua subterránea (**RC+B**).

Tabla XIV. Matriz de decisión sin transformar los criterios. El color rojo corresponde a los valores medios registrados durante el régimen hidrológico correspondiente, los azules son valores esperados luego de la aplicación de la alternativa, el color verde indica los valores obtenidos durante la fase de agua clara de la recirculación, el violeta indica valores mínimos obtenidos durante el suministro de agua subterránea, el marrón corresponde a valores recomendados en la bibliografía, el rosado es el máximo valor registrado en el fondo del lago.

	A	A+B	A+B+C	A+B+FeCl ₃	A+ FeCl ₃ +O ₂	RC	RC+B	RC+B+C	RC+B+ FeCl ₃	RC+O ₂ + FeCl ₃
\$M	0	5500	3500	3500	18500	5500	5500	5500	5500	18500
DS	0.4	0.4	0.4	1	1	1.1	1.1	1.1	1	1
FITO	S	S	S y Otras	Otras	Otras	M y Otras	M y Otras	M y Otras	Otras	Otras
NT	2400	5300	5300	5300	1000	2300	5300	5300	5300	1000
PT	290	240	240	50	50	190	240	240	50	50
O2	3.9	5.2	5.2	5.2	10	4.8	5.2	5.2	10	10
Ptsed	1000	1000	1000	500	500	1046	1046	1046	500	500
\$I	0	0	3000	13000	43500	10000	10000	13000	23000	53500
FACT	MF	MF	F	PF	MPF	F	F	F	PF	MPF

8- Recirculación de agua, bombeo de agua subterránea y manejo de una compuerta **(RC+B+C)**.

9- Recirculación de agua, bombeo de agua subterránea y tratamiento con FeCl₃ **(RC+B+FeCl₃)**.

10- Recirculación de agua, oxigenación del fondo y tratamiento con FeCl₃ **(RC+O2+FeCl₃)**.

8.4.4. Valoración de criterios

Los criterios tomaron valores distintos según las alternativas que se apliquen, algunos de esos valores surgen directamente del estudio de la calidad del agua durante las manipulaciones hidrológicas, de los resultados experimentales, de valores de la bibliografía y otras debieron ser extrapolados o fijados a priori a partir del conocimiento que se tiene del sistema y del marco teórico utilizado. La Tabla XIV muestra los valores sin transformar que tomarían los criterios de aplicarse las distintas alternativas.

La factibilidad se determinó en escala nominal con 5 categorías, considerando que cuanto mayor cantidad de medidas deban aplicarse y con mayor sincronización entre ellas, es menos factible que la municipalidad logre aplicarlas efectivamente. Las asociaciones de fitoplancton fueron determinadas a partir de las observaciones *in situ* y de las que se espera observar bajo las condiciones ambientales condicionadas por la aplicación de otras alternativas. Los costos de implementación y mantenimiento surgieron de presupuestos solicitados a empresas privadas, bibliografía específica o fueron generados en la Sección Limnología de acuerdo a las horas de trabajo. Los valores en la Tabla XI son la suma del costo de cada medida de la alternativa (Tabla XV), aunque el costo de gestión y mantenimiento de bombas incluye varias labores simultáneas.

8.4.5. Transformación de criterios

Los criterios que se describieron en una escala nominal (Fito y Fact) debieron ser transformados a una escala de intervalo primeramente. Para esto se utilizó el método de ponderación de AHP, donde se confecciona una matriz de ponderación y el vector propio de dicha matriz constituyen los valores que toman los criterios. En ambos casos la matriz de ponderación fue consistente.

Tabla XV. Costo de implementación y mantenimiento de las medidas seleccionadas en dólares americanos.

	\$M	\$I
bomba subterránea	2000	0
bombas de recirculación	2000	10000
compuerta	3500	3000
Oxigenación	15000	33500
	(Babin et al 1999)	(Babin et al 1999)
tratamiento con FeCl ₃	3500	10000
encargado de la gestión	3500	0

Todos los criterios fueron transformados utilizando funciones de utilidad simples (rectas) para simplificar los cálculos y las transformaciones se realizaron con las ecuaciones de costo o beneficio, según la pendiente de la recta. La Fig. 21 muestra las curvas de transformación utilizadas. Los criterios para construir dichas curvas fueron:

\$M: el valor máximo fue de 18500 U\$S y el mínimo de 0 U\$S, los cuales tomaron los valores de 0 y 1 de utilidad respectivamente, el costo

del resto de las alternativas tomaron valores de utilidad intermedios y la ecuación fue una recta de pendiente negativa. La ecuación de transformación fue la del costo.

\$I: el valor máximo fue de 53500U\$ y el mínimo de 0 U\$, los cuales tomaron los valores de 0 y 1 de utilidad respectivamente, el costo del resto de las alternativas tomaron valores de utilidad intermedios y la ecuación fue una recta de pendiente negativa. La ecuación de transformación fue la del costo.

Factibilidad: luego de ser transformados a una escala de intervalo, los valores fueron transformados a utilidad, donde la categoría muy factible (MF) adquirió el máximo valor de utilidad y la categoría muy poco factible (MPF) el mínimo, el resto de las categorías tomaron valores intermedios según una ecuación ascendente. La ecuación de transformación fue la DS: el valor máximo fue de 1.1m y el mínimo de 0.2m, los cuales tomaron los valores de 1 y 0 de utilidad respectivamente, la transparencia del resto de las alternativas tomaron valores de utilidad intermedios y la recta fue una recta de pendiente positiva. La ecuación de transformación fue la del beneficio.

Fitoplancton: luego de ser transformados a una escala de intervalo los valores fueron transformados a utilidad, donde el grupo otras especies adquirió el máximo valor de utilidad y la asociación S el mínimo, el resto de los grupos tomaron valores intermedios según una ecuación ascendente. La ecuación de transformación fue la del beneficio.

NT: el máximo valor de utilidad del nitrógeno total es de 1 mg/l⁻¹, dado que a esta concentración se mantienen las condiciones oxidadas del sedimento, concentraciones por encima de esta adquieren valores menores de utilidad dado que no tiene efectos sobre el Eh y favorecen el desarrollo del fitoplancton, y valores menores a 1mg/l⁻¹ no fueron registrados en el Lago Rodó. Por lo tanto, la máxima concentración de NT adquiere el mínimo valor de utilidad. El resto de las concentraciones toman valores intermedios de utilidad según una recta descendente, por lo que se utilizó la ecuación del costo para transformar los valores.

PT: al máximo valor de PT registrado se le asignó la mínima utilidad y la máxima utilidad se asignó a un valor de $50 \mu\text{gl}^{-1}$, que fue el doble del FRS registrado en los experimentos de liberación de fósforo con FeCl_3 . Este valor fue elegido dado que una concentración menor a esta es muy difícil de alcanzar. Las concentraciones del resto de las alternativas tomaron valores intermedios según una recta descendente y fueron transformadas según la ecuación del costo.

O₂: el máximo valor de utilidad para el oxígeno fue fijado en 5 mgl^{-1} , el cual es la mínima concentración que mantiene las condiciones oxidadas del sedimento y es adecuado para la respiración de los peces, concentraciones por de bajo de esta adquirieron valores de utilidad menores, donde 0 mgl^{-1} presentó una utilidad de 0. Por encima de la concentración de 5 mgl^{-1} la utilidad se mantuvo en el valor máximo dado que mantiene el Eh y

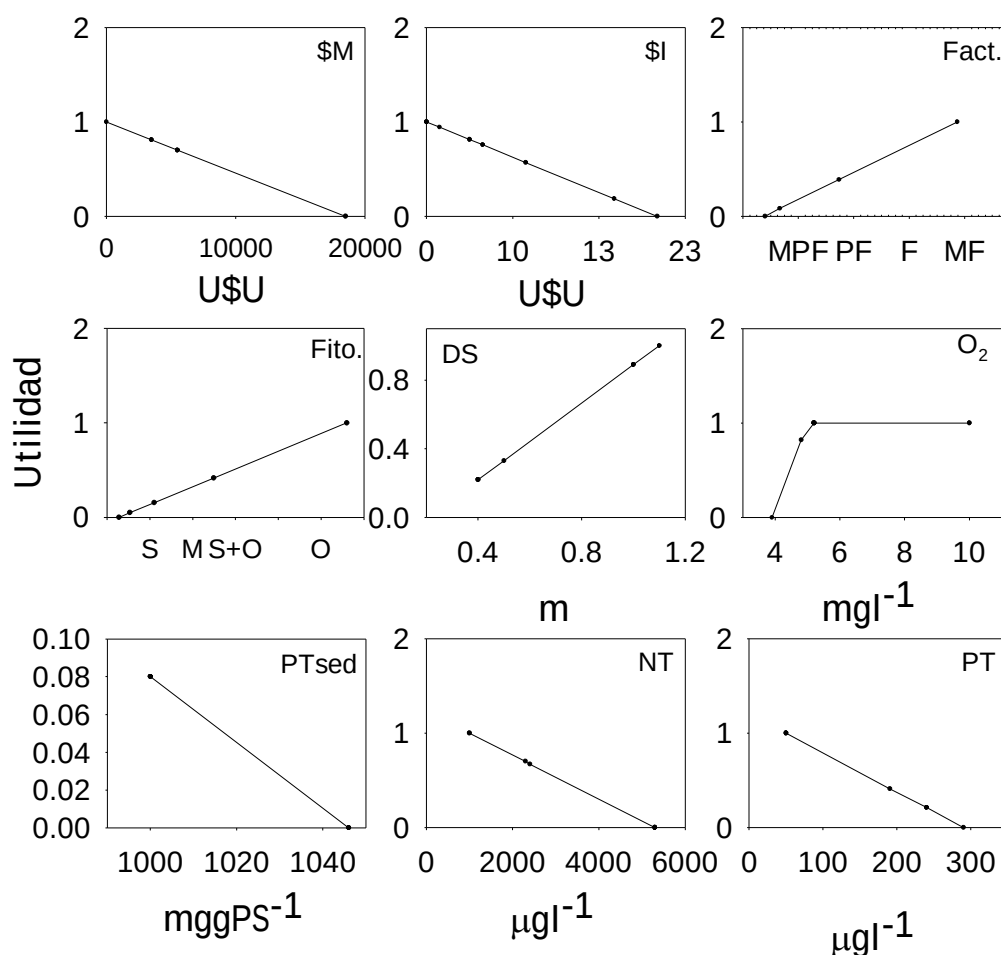


Fig. 21. Transformación de los criterios a unidades de Utilidad.

nunca alcanzó valores tan elevados que pudieran afectar a los peces. La recta fue ascendente con una meseta a partir de los 5 mgL⁻¹ y la transformación se realizó con la ecuación del beneficio.

PTsed: el máximo valor registrado fue de 1054 µggPS⁻¹ durante la recirculación, el cual correspondió a una utilidad de 0, el mínimo valor se fijó en 500 µggPS⁻¹ dado que una concentración menor es poco probable incluso bajo el tratamiento con FeCl₃, a la cual se le asignó una utilidad de 1. El resto de los valores presentaron utilidades intermedias según una recta descendente y la transformación se realizó mediante la ecuación del costo.

8.4.6. Matriz de decisión y cálculo de la aptitud de las medidas de manejo

La Tabla XVI presenta los valores transformados que toman los criterios bajo las distintas alternativas de manejo.

8.4.7. Evaluación de alternativas

La Fig. 22 muestra la diferencia entre la aptitud de cada alternativa y la aptitud promedio de todas las alternativas. Las alternativas con valores negativos significa que obtuvieron valores menores a la aptitud media. Las alternativas que presentan un valor positivo son las alternativas que obtuvieron mayor aptitud dada la combinación y valores de los criterios, y son las recomendadas para el programa de restauración del Lago Rodó. Las alternativas que presentaron la mayor aptitud son en orden decreciente: las que realizan un

Tabla XVI. Matriz de decisión y determinación de la aptitud de cada alternativa (S). Se presenta la ponderación de los criterios (w) y los valores transformados de los mismos.

W	A	A+B	A+B+C	A+B+FeCl₃A+ FeCl₃+O₂	RC	RC+B	RC+B+C	RC+B+ FeCl₃	RC+O₂+ FeCl₃
0.21	1	0.70	0.81	0.81	0.70	0.70	0.70	0.70	0
0.23	0.22	0.22	0.22	0.89	1.00	1.00	1.00	0.89	0.89
0.25	0	0	0.15	1	0.42	0.42	0.42	1	1
0.11	0.67	0.00	0.00	0.00	0.70	0.00	0.00	0.00	1.00
0.04	0.00	0.21	0.21	1.00	0.41	0.21	0.21	1.00	1.00
0.07	0.00	1.00	1.00	1.00	0.82	1.00	1.00	1.00	1.00
0.04	0.08	0.08	0.08	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08
0.02	1	1	0.94	0.76	0.81	0.81	0.76	0.57	0
0.02	1	1	0.38	0.08	0.38	0.38	0.38	0.08	0
S	0.54	0.48	0.39	0.66	0.56	0.52	0.51	0.63	0.49

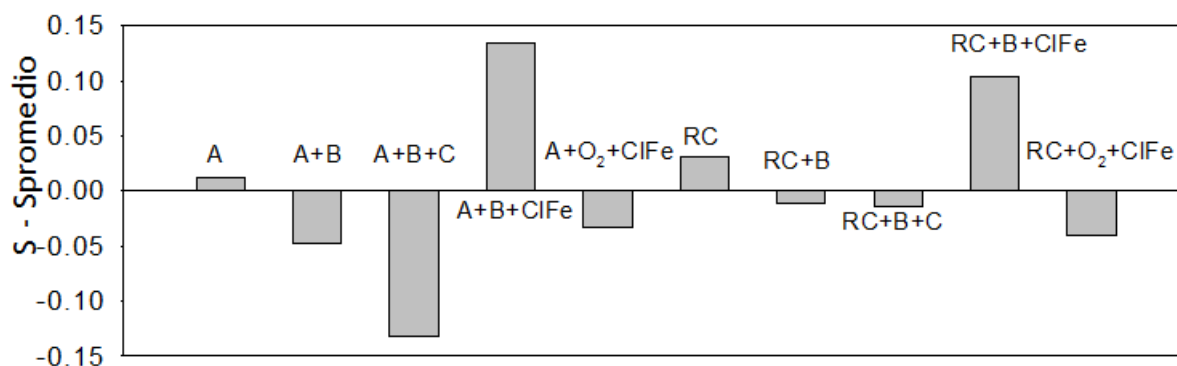


Fig. 22. Representación de la aptitud de cada alternativa menos la aptitud promedio de todas las alternativas.

tratamiento químico del sedimento sin oxigenar el fondo (A+B+FeCl₃ y RC+B+FeCl₃), seguidas de la recirculación y la recirculación con pulsos de agua subterránea.

8.5. DISCUSIÓN

El aislamiento o alternativa nula es el régimen hidrológico que debe evitarse, ya que es la principal causante del deterioro de la calidad del agua del Lago Rodó. La baja aptitud que presentó es un indicador de que la elección de criterios y su ponderación es adecuada. Sin embargo, el bajo costo económico y su gran factibilidad aumentaron el valor de su aptitud. Las alternativas con tratamiento de FeCl₃ y oxigenación disminuyeron su aptitud debido al elevado costo económico y a la baja factibilidad de que se realice un adecuado mantenimiento de la infraestructura de oxigenación. Por otro lado, las alternativas que utilizan una compuerta presentaron bajos valores de aptitud debido a que tienen un costo extra de implementación y su efecto sobre la calidad del agua es menor, afectando principalmente al fitoplancton. Finalmente, las medidas que presentaron mayor aptitud fueron la recirculación debido al efecto que tienen sobre la transparencia del agua y el fitoplancton, y la aptitud máxima correspondió a los tratamientos con FeCl₃ asociados al bombeo en pulsos de agua subterránea. Estas medidas son las que tienen mayor efecto sobre la calidad del agua y la predominancia de la alternativa de aislamiento, con pulsos de agua subterránea y FeCl₃ se debió que esta no requiere de la compra y colocación de bombas, como en el caso de la recirculación.

De acuerdo a estos resultados cabe plantearse cual es el objetivo de la restauración del lago Rodó, inmovilizar la carga interna o disminuir la carga total? Las alternativas con FeCl₃ mantendrán la carga interna inmovilizada y probablemente requieran del control del potencial redox por mucho tiempo, mientras que la recirculación disminuirá sucesivamente la carga interna. La elección entre dichas alternativas es una decisión de la municipalidad la cual deberá considerar el costo económico de implementación y mantenimiento así como la complejidad de las medidas a aplicar.

8.5.1. Ventajas y desventajas del tratamiento con FeCl_3

La aplicación de FeCl_3 tiene como condicionante fundamental la capacidad de controlar el Eh del sedimento. Si bien existen varias medidas para evitar la reducción del sedimento, estas deben ser evaluadas considerando la capacidad del programa de restauración de responder rápidamente frente a los cambios en las condiciones del lago. La manera de evitar la anoxia en un sistema somero son la oxigenación (con O_2 puro) del fondo y el suministro de agentes oxidantes como NO_3^- . La primera ha demostrado ser muy eficiente en lagos profundos, pero presentan varias desventajas para su aplicación en el Lago Rodó. Requiere de mucha infraestructura (tanques de reserva, sistemas de bombeo e inyección, etc.), tiene un alto costo de implementación y mantenimiento, ya sea en términos económicos como energéticos, disminuyen el valor estético, requiere de poner a punto una tecnología escasamente utilizada en el país, y la eficiencia ha sido menor en lagos someros (Babin *et al.* 1999). El suministro de NO_3^- por el contrario, es una opción más razonable dado que el bombeo de agua subterránea aporta grandes cantidades de este nutriente, el sistema de bombas ya está instalado y tiene un mantenimiento menor, no requiere de personal especializado para su administración, permite controlar fácilmente la dosis y duración de la aplicación, y ya se conocen los efectos en el sistema, siendo muy eficiente en mantener las condiciones oxidantes. Sin embargo, su utilización debe ser la mínima necesaria para evitar la entrada de fósforo al lago y estar asociada a medidas de disminución de los nutrientes como los humedales y la disminución del tiempo de residencia.

Las ventajas de aplicar FeCl_3 en el Lago Rodó son que se conoce bien el metabolismo del lago y constituiría la primer experiencia en el país, la cual se realizaría en un sistema artificial en condiciones muy controladas y aportaría información para su aplicación potencial en otros lagos urbanos del país. Por otra parte, es más barato que remover el sedimento, no requiere su remoción y es muy rápido (Quaak *et al.* 1993). Las limitantes son el costo de implementación, se requiere de una infraestructura mínima que asegure la dosificación en todo el sedimento y la adecuada mezcla del FeCl_3 con el agua manteniendo el pH mayor a 5.5, y principalmente que no se conocen sus resultados a largo plazo (Wolter 1994). La aplicación deberá ser cuidadosamente planificada y se deberá controlar a los visitantes del lago, para evitar problemas de potencial intoxicación, principalmente en los indigentes que se bañan en el lago, los visitantes que pasean en bote y los perros.

Otras técnicas de inmovilización de fósforo son descartadas de ante mano, si bien el AlSO_4 es más eficiente que el FeCl_3 y no es tan dependiente de las condiciones de oxidorreducción es altamente tóxico, y por lo tanto no puede aplicarse en un sitio de importancia recreacional que drena sus aguas a una playa muy concurrida. El tratamiento con Ca no ha tenido resultados importantes, especialmente en sistemas con altas concentraciones de Ca.

8.5.2. Ventajas y desventajas de los regímenes hidrológicos

La recirculación permitiría eliminar fósforo del sistema, así como también controlar la carga de nitrógeno y fósforo suministrada por la bomba de agua subterránea. Por otra parte, este régimen de circulación de agua aseguraría una fase de agua clara en el lago y una mayor transparencia a lo largo del año. Sin embargo, de no realizar un eficiente programa de cosechas, los humedales podrían aportar FRS al lago el cual podría ser fijado en el sedimento en condiciones oxidantes aumentando la carga interna. Por el contrario, la pérdida de nutrientes del sistema en el aislamiento hidrológico se daría por la denitrificación en el lago y por el recambio de agua cuando se enciende la bomba de agua subterránea, pero este sería mínimo. De esta manera, la carga de nutrientes tendría una tendencia a aumentar, dado que el aporte de la

bomba subterránea podría ser incorporado a la carga interna. Además, dado el elevado tiempo de retención la comunidad fitoplanctónica podría ser similar a la registrada durante el aislamiento hidrológico aunque presentaría menor biomasa.

8.5.3. Recomendaciones para el programa de restauración

Cualquiera sea la alternativa elegida se deberá realizar un adecuado mantenimiento de la jardinería del parque, procurando reemplazar a largo plazo las especies caducifolias por especies que produzcan menos hojarasca, para eso muchas de las especies nativas son muy recomendables. Una medida efectiva para disminuir la carga de materia orgánica alóctona es la instalación de una rejilla en la comunicación entre el lago y los estanques, que retenga los residuos sólidos que salen del lago, facilitando su remoción por la empresa de limpieza del parque. Por otra parte, en los estanques se debería remover frecuentemente el sedimento para evitar su colmatación. La biomanipulación no se recomienda hasta no controlar la comunidad fitoplanctónica, debido a que en presencia de especies no palatables los cladóceros filtradores no podrán controlar la comunidad fitoplanctónica e incluso podrían favorecerlas las asociaciones S y M al eliminar las especies competidoras más palatables (Scheffer 1998).

Por otra parte, de aplicarse cualquiera de las medidas es necesario tener una mayor vigilancia del parque, para evitar que el vandalismo deteriore las bombas de recirculación o de suministro de agua subterránea, pudiendo provocar un retroceso en el mejoramiento de la calidad del agua. En estos casos la prevención es menos costosa que la reparación. Finalmente, para que estas medidas sean efectivamente implementadas, se debe tener un administrador o gestor del programa de restauración que conozca el funcionamiento del sistema, el funcionamiento eléctrico del parque y este enterado de las actividades de recreación planificadas, de manera de poder tomar medidas preventivas a tiempo, reparar las bombas rápidamente, coordinar las medidas en tiempo y forma, etc.

Es importante tener en cuenta que de lograrse un aumento de la transparencia del agua y mantenerse una importante carga interna de nutrientes en el sedimento, el lago podría pasar a un estado de agua transparente dominado por plantas sumergidas, principalmente de *P. pectinatus* el cual ya se encuentra establecido en el sistema. De esta manera, se alcanzaría un estado muy similar al del lago de las Canteras del parque Rodó, lo cual significaría que las actividades de restauración del Lago Rodó habrían concluido, alcanzando su objetivo. En este caso sería necesario mantener el régimen hidrológico y realizar un control bimensual y mensual en verano de la vegetación sumergida y reevaluar la continuidad de otras medidas como la cosecha de camalotes, el suministro de agua subterránea o la oxigenación.

8.6. CONCLUSIONES

- Las alternativas de manejo de la carga interna de nutrientes que presentaron mayor aptitud son:
- el tratamiento químico del sedimento con suministro de NO_3 (A+B+CFe)
- el tratamiento químico del sedimento con suministro de NO_3 con recirculación (RC+B+CFe)
- la recirculación sin medidas adicionales
- la recirculación con pulsos de agua subterránea.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Agamy M. y K.R. Reddy. 1990. Competition for space between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia stratiotes* L. cultured in nutrient-enriched water. *Aquatic Botany*, 38: 195-208.
- Anselin A., P.M. Meire y L. Anselin. 1989. Multicriteria techniques in ecological evaluation: an example using the Analytical Hierarchical Approach. *Biological Conservation*, 49: 215-229.
- Andersen, F. O. y H.S. Jensen. Regeneration of inorganic phosphorus and nitrogen from decomposition of seston in a freshwater sediment. 1992. *Hydrobiologia*, 228: 71-81.
- APHA 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA/AWWA/WPCF. Washington.
- Ashley, K. y R. Nordin 1999. Lake aeration in British Columbia: Applications and experiences. En: Murphy T. y M. Munawar (Eds.). *Aquatic restoration in Canada*. Backhuys Publisers. Leiden.
- Aubriot L., F. Wagner y G. Falkner. 2000. The phosphate uptake behaviour of phytoplankton communities in eutrophic lakes reflects alterations in the phosphate supply. *European Journal of Phycology*, 35: 255-262.
- Babin, J.M., J.M. Burke, T.P. Murphy, E.E. Orepasa y W. Johnson. 1999. Liquid oxygen injection to increase dissolved oxygen concentrations in temperate zone lakes. En: Murphy T. y M. Munawar (Eds.). *Aquatic restoration in Canada*. Backhuys Publisers. Leiden.
- Balasoorya I. P.J. Paulraj, S.I. Abeygunawardena y C. Nanayakkara. 1984a. Biology of Water Hyacinth: physicochemical properties of the water supporting *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. En: Thyagarajan G. (Ed.). *Water Hyacinth proceedings of international conference on Water Hyacinth*. Nairobi. 318-333.
- Balasoorya I., P.J. Paulraj, S.I. Abeygunawardena y C. Nanayakkara. 1984b. Biology of Water Hyacinth: Influence of nutrients on shoot / root ratio of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. En: Thyagarajan G. (Ed.). *Water Hyacinth proceedings of international conference on Water Hyacinth*. Nairobi. 334-347.
- Banai-Kashani R. 1989. A new method for site suitability analysis: The Analytic Hierarchy Process. *Environmental Management*, 13(6): 685-693.
- Björk S. 1994. Restoration methods and techniques: Sediment removal. En: Eiseltová M (Ed.). *Restoration of lakes ecosystems, a holistic approach*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) Publication. UK.
- Bojórquez-Tapia L.A., L.P. Brower, G. Castilleja, S. Sánchez-Colón, M. Hernández, W. Calvert, S. Díaz, P. Gómez-Priego, G. Alcantar, E.D. Melgarejo, M.J. Solares, L. Gutiérrez y M.L. Juárez. 2002. Mapping expert knowledge: redesigning the Monarch Butterfly Biosphere Reserve. *Conservation Biology*. *En prensa*.
- Burley K.L., E.E. Prepas y P.A. Chambers. 2001. Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes: the effects of redox-sensitive and insensitive chemical treatments. *Freshwater Biology*, 46: 1061-1074.
- Caraco N.F., J.J. Cole y E. Likens. 1993. Sulphate control of phosphorus availability in lakes. *Hydrobiologia*, 253: 275-280.
- Carpenter S.R., A.W. Chishlom, C.J. Krebs, D.W. Schindler y R.F. Wright. 1995. Ecosystem experiments. *Science*, 269:324-327.

Carpenter S.R., D. Bolgrien, R.C. Lathrop, C.A. Stow, R. Reed y A. Wilson. 1998. Ecological and economical analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. *Australian Journal of Ecology*, 23: 68-79.

Carpenter S.R. y M. Adams. 1977. The macrophyte tissue nutrient pool of a hardwater eutrophic lake: implications for macrophyte harvesting. *Aquatic Botany*, 3: 239-255.

Carpenter S.R. y Cottingham. 2000. Resilience and restoration of lakes. *Conservation ecology*, on line 1(1): 2.

Center T.D. y N.R. Spencer. 1981. The phenology and growth of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in a eutrophic in north-central Florida lake. *Aquatic Botany*, 10: 1-32.

Chapin F. S III. y Van Cleve. 1996. Approaches to studying nutrient uptake, use and loss in plants. En: R.W. Pearcy, J. Ehleringer, H.A. Mooney y P.W. Rundel (Eds.). *Plant physiological ecology, fields methods and instrumentation*. Chapman y Hall. London.

Conde D. y R. Sommaruga. 1999. A review of the state of Limnology in Uruguay. En: *Limnology in Developing Countries 2*. Wetzel R. y Gopal (eds.). International Scientific Publications/S.I.L. (ISBN: 81-86047-19-0). New Delhi.

DeBusk T.A. y J.H. Ryther. 1981. Effects of seasonality and plant density on the productivity of some freshwater macrophytes. *Aquatic botany*, 10: 133-142.

DeBusk W.F. y K.R. Reddy. 1987. Density requirements to maximise productivity and nutrient removal capability of Water Hyacinth. En: Reddy K. R. y W.H Smith. (Eds.). *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Magnolia Publishing. Oklahoma.

Dellarossa V., J. Céspedes y C. Zaror. 2001. *Eichhornia crassipes*-based tertiary treatment of Kraft pulp mill effluents in Chilean central region. *Hydrobiologia*, 443(1/3): 187-191.

Eiseltová M. 1994. Restoration of lakes ecosystems, a holistic approach. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) Publication. UK.

Elliot J.M. 1983. Statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N° 25, II edition.

Frodge J.D., G.L. Thomas y G.B. Pauley. 1990. Effects of canopy formation by floating and submersed macrophytes on the water quality of two shallow Pacific Northwest lakes. *Aquatic Botany*, 38: 231-248.

Galanti G. P. Guilizzoni y V. Libera. 1990. Biomanipulation of Lago di Candia (Northern Ytaly): a three-year experience of aquatic macrophyte management. *Hydrobiologia*, 200/2001: 409-417.

Golterman H.L. 1984. Sediments, modiyfing and equilibring factors in the chemistry of freshwater. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 23-59.

Haller W.T, E.B. Knipling y S.H. West. 1970. Phosphorus absorption by and distribution in water hyacinths. *Proceedings of Soil and Crops Science Society. Florida*. 30: 64-68.

Hosper H. 1997. Clearing lakes. An ecosystem approach to the restoration and management of lakes in the Netherlands. Institute of Inland Water Management and Waste Water Treatments (RIZA). Lelystad.

Jaeger D. 1994. Effects of hypolimnetic water aeration and iron-phosphate precipitation on the trophic level of Lake Krupunder. En: Eiseltová M.(ed.). *Restoration of lakes ecosystems, a holistic approach*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) Publication. UK.

- Jensen H.S., P. Kristensen, E. Jeppesen y A. Skytté. 1992. Iron: phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 235/236: 731-743.
- Jensen H. S. y F.p. Andersen 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of our shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography*, 37(3):577-589.
- Jeppesen E. 1998. The Ecology of Shallow Lakes. Trophic Interactions in the Pelagial. National Environmental Research Institute. Silkeborg.
- Kasprzak P. 1995. Objectives of biomanipulation. En: De Bernardi R. y G. Giussani (Eds.). Guidelines of lake management. Biomanipulation in lakes and reservoir management. Volumen 7: 13-27. ILEC, UNEP. Shiga.
- Kim Y. y W.J. Kim. 2000. Roles of water hyacinth and their roots for reducing algal concentration in the effluent from waste stabilization ponds. *Water Research*, 34: 3285-3294.
- Kleeberg A. y H.P. Kozerski. 1997. Phosphorus release in Lake Großer Müggelsee and its implications for lake restoration. *Hydrobiologia*, 342/343: 9-26.
- Kleenberg A. y G. Schlunbaum. 1993. In situ phosphorus release in the Warnow Eiver (Mecklenburg, northern Germany). *Hydrobiologia*, 253: 263-274.
- Koroleff F. 1970. Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue. International Conference in the Exploration of the Sea. C.M. 1969/C9. ICES. Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlaboratory Reports, 3: 19-22.
- Kruk C. 2001. Sucesión fitoplanctónica en un lago hipereutrófico en proceso de restauración. Tesis de Maestría, PEDECIBA. Montevideo.
- Kruk C., N Mazzeo, G. Lacerot y C.S. Reynolds. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, 24(9): 1191-1216.
- Lacerot G. 2003. Zooplankton assemblages in a hypertrophic, shallow, subtropical lake during restoration process. M.Sc. Thesis Environmental Sciences. Wageningen University. The Netherlands.
- Lahdelma R., P. Salminen y J. Hokkanen. 2000. Using multicriteria methods in environmental planning and management. *Environmental Management*, 26(6): 595-605.
- Lampert W. y U. Sommer. 1997. Limnoecology: the ecology of lakes and streams. Oxford University Press. Oxford.
- Landolt E. 1986. Biosystematic investigation in the family of duckweeds (Lemnaceae). (vol. 2). The family of Lemnaceae- a monographic study. Volume 1. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel. in Zürich.
- Lawton J.H. 1995. Ecological experiments with model systems. *Science*, 269: 328-331.
- Lowe E. F., L.E. Battoe, D.L. Stites y M. Coveney. 1992. Particulate phosphorus removal via wetland filtration: an examination of potential for hypertrophic lake restoration. *Environmental Management*, 16: 67-74
- Maine M.A., N.L. Suñe, M.C. Panigatti, M.J. Pizarro y F. Emiliani. 1999. Relationship between water chemistry and macrophytes chemistry in lotic and lentic environments. *Arch. Hydrobiol.*, 145: 129-145.

- Mățena J., V. Vyhnálek y K. Šimek. 1994. Restoration methods and techniques: Food web management. En: Eiseltová M (Ed.). Restoration of lakes ecosystems, a holistic approach. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) Publication. UK.
- Mazzeo N., F. Scasso, J. Gorga, L. Rodríguez-Gallego, G. Lacerot., C. Kruk y J. Clemente. 2000. Proyecto: Establecimiento de una fase de agua clara en el Lago Rodó. Informe final. Facultad de Ciencias, Sección Limnología. Montevideo.
- Meerhoff M. 2002. Efecto de la presencia de hidrófitas en la estructura de las comunidades de zooplancton y peces en un lago hipereutrófico somero. Tesis de Maestría, PDECIBA. Montevideo.
- Mitchell D. S. 1973. The growth and management of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia* spp. in their native environment and in alien situations. Proceedings of a regional seminar on noxious aquatic vegetation, New Delhi. Dr. Junk b.v. Publishers. The Hauge.
- Mitsch W. y J. Gosselink. 1986. Wetlands. Van Nostrand Reinhold. New York.
- Mortimer C.H. 1941. The exchanges of dissolved substances between mud and water in lakes. Journal of Ecology, 29: 280-329.
- Moss B. 1982. Ecology of freshwaters. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Moss B. 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. Hydrobiologia, 200/201: 367-377.
- Moss B., J. Madgewick, y G. Phillips 1996. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Environment Agency Broads Authority. Norwich.
- Moss B. 1998. Shallow lakes, biomanipulation and eutrophication. Scope Newslaetter Nº 29.
- Moss B. 1996. A land awash with nutrients, the problem of eutrophication. Chemistry and Industry, June: 407-411.
- Müller R. y O. Widemann. 1955. Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. Von Wasser, 22: 247.
- Mullin J.B. y J.P.Riley. 1955. The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea water. Anal. Chim. Acta, 12:162-170.
- Murphy J. y J.P Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta, 27: 31-36.
- Naeem S., L.J. Thompson, S.P. Lawler, J. H. Lawton, y R. J.M. Woodfin. 1994. Declining biodiversity can alter performance of ecosystems. Nature, 368-736.
- National Academy of Sciences. 1969. Eutrophication: causes, consequences, correctives. NAS. Washington D.C.
- Nusch E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 14:14-36.
- Padisák J. 1993. The influence of different disturbance frequencies en the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. Hydrobiologia, 249: 217-230.

- Pedrozo L., C.A. Bonetto, A. Ramos y F. Minzoni. 1985. Fijación de fósforo en sedimentos de fondo de los Ríos Paraná, Paraguay y Bermejo. *ECOSUR Argentina*, 23/24: 59-68.
- Poi de Neiff A., J.J. Neiff, O. Orfeo y R. Carignan. 1994. Quantitative importance of particulate matter retention by the roots of *Eichhornia crassipes* in the Paraná floodplain. *Aquatic Botany*, 47: 213-223.
- Prepas E.E., J. Babin, T.P. Murphy, P.A. Chambers, G.J. Sandland, A. Ghadouani y M. Serediak. 2001. Long-term effects of successive $\text{Ca}(\text{OH})_2$ AND CaCO_3 treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes. *Freshwater biology*, 46: 1089-1103.
- Psenner R. y R. Pucsko. 1988. Phosphorus fractionation: advantages and limits of the method for the study of sediment P origins and interaction. *Arch. Hydrobiol. Beich. Ergebn. Limnol.*, 30: 1-4.
- Quaak M., J. Does, P. Boers y J. Vlugt. 1993. A new technique to reduce internal phosphorus loading by in-lake phosphate fixation in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 253:337-344.
- Reddy K.R., M. Agami y J.C. Tucker. 1998. Influence of nitrogen supply rates on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) plants. *Aquatic Botany*, 36: 33-43.
- Reddy K.R., M. Agami y J.C. Tucker. 1990. Influence of phosphorous on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) plants. *Aquatic Botany*, 37: 355-365.
- Reddy K.R. y W.F. DeBusk. 1984. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce, and pennywort. *Economic Botany*, 38(2): 229-239.
- Reedyk S., E. Prepas y P. Chambers. 2001. Effects of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ doses on phosphorus concentration and macrophyte biomass of two boreal eutrophic lakes over 2 years. *Freshwater Biology*, 46: 1075-1087.
- Reynolds C.S. 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. En: Kinne O. (Ed.). *Excellence in ecology*. Ecology Institute. Oldendorf.
- Rippl W. 1994. Restoration methods and techniques: Sediment treatment. En: Eiseltová M (Ed.). *Restoration of lakes ecosystems, a holistic approach*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) Publication. UK.
- Roberts M.J., S.P. Long, L. Tieszen y C.L. Beadle. 1985. Measurements of plant biomass and net primary production. In: *Techniques in bioproductivity and photosynthesis*. 2nd edition (eds. J. Coombs, D.O. Hall, S.P. Long y M.O. Scurlock). Pergamon Press. Oxford.
- Roldán G. 1992. *Fundamentos de limnología neotropical*. Universidad de Antioquia. Medellín.
- Saaty T.I. 1980. *The Analytical Hierarchical Process*. McGraw-Hill. New York.
- Salas, H. & Martino. P. (1990). *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales*. CEPIS/HPE/OPS.
- Scasso F., N. Mazzeo, J. Gorga, C. Kruk, G. Lacerot, J. Clemente, D. Fabián y S. Bonilla. 2001. Limnological changes of a subtropical shallow lake during its restoration. Two years of whole-lake experiment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 31-44
- Scheffer M. 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 200/201: 475-486.

- Scheffer M., S.H. Hosper, M-L. Meijer, B. Moss y E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 275-279.
- Scheffer, M., Rinaldi, S., Gragnani, A., Mur, L. R. & Van Nes, E. H. (1997). On the dominance of filamentous cyanobacterias in shallow turbid lakes. *Ecology*, 78: 272-282.
- Scheffer M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman y Hall. London.
- Scheffer M., S. R. Carpenter, J. A. Foley, C. Folk y B. Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- Shannon C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell. Syst. Tech. J.*, 24: 623-656.
- Silva M.P., M.A. Pemadasa, I. Balasooriya, S.I. Abeygunawardena y C. Nanayakkara. 1984. A preliminary study of the interaction between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Salvinia molesta* (Mitchell). En: Thyagarajan G. (Ed.). *Waterhyacinth proceedings of international conference on Water Hyacinth*, Nairobi. 298-303.
- Smith P.G.R. y J.B. Theberge. 1987. Evaluating natural areas using multiple criteria: Theory and practice. *Environmental Management*, 11(4): 447-460.
- Sommaruga R. 1991. Sediment oxygen demand in a man made lake To-Ton (Uruguay). *Hydrobiologia*, 215: 215-224.
- Sommaruga R. 1995. Microbial and classical food webs: A visit to a hypertrophic lake. *FEMS Microbiology Ecology*, 17: 257-270.
- Sondergaard M., Jensen, J.P. y E. Jeppesen. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World*, 1: 427-442.
- Tilman D., D. Wedin y J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grasslands ecosystems. *Nature*, 379: 718-720.
- Tilman D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie y E. Siemann. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. 1997. *Science*, 277: 1300-1302.
- Tucker C.S. y T.A. DeBusk. 1983. Seasonal variation in the nitrate content of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). *Aquatic Botany*, 15: 419-422.
- Valderrama J.C. 1981. The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 1009-1022.
- Veenstra J.N. y S.L. Noeln 1991. *In situ* sediment oxygen demand in five south-western U.S. lakes. *Water Reserch*, 25(3): 351-354.
- Verner B. 1994. Restoration methods and techniques: Aeration. En: Eiseltová M (Ed.). *Restoration of lakes ecosystems, a holistic approach*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) Publication. UK.
- Vymazal, J. (1995) *Algae and element cycling in wetlands*. Lewis Publisher. Boca Ratón.

- Vymazal J., H. Brix, P.F. Cooper, R. Haberl, R. Perfler y J. Laber. 1999. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. En: Vymazal J., H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Grren y R. Haberl (Eds.). Constructed wetlands for waste water treatment in Europe. Backhuys Publishers. Leiden.
- Weisner S.E.B., P.G. Eriksson, W. Granéli y L. Leonardson. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio*, 23: 263-366.
- Wetzel R.G. 1975. *Limnology*. Saunders. Filadelfia.
- Wolter K-D. 1994. Restoration methods and techniques: Phosphorus precipitation. En: Eiseltová M (Ed.). Restoration of lakes ecosystems, a holistic approach. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) Publication. UK.
- Wood R.B. y C.F. McAtamney. 1996. Constructed wetlands for waste water treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal. *Hydrobiologia*, 340: 323-331.
- Záková Z., M. Palát, E. Kocková y J. Toufar. 1994. Is it realistic to use water hyacinth for wastewater treatment and nutrient removal in central Europe?. *Water Science and Technology*, 30: 303-311.
- Zar J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Yersey.

ANEXO I. Representación gráfica de las variables fisicoquímicas del lago y los humedales durante las tres manipulaciones hidrológicas.

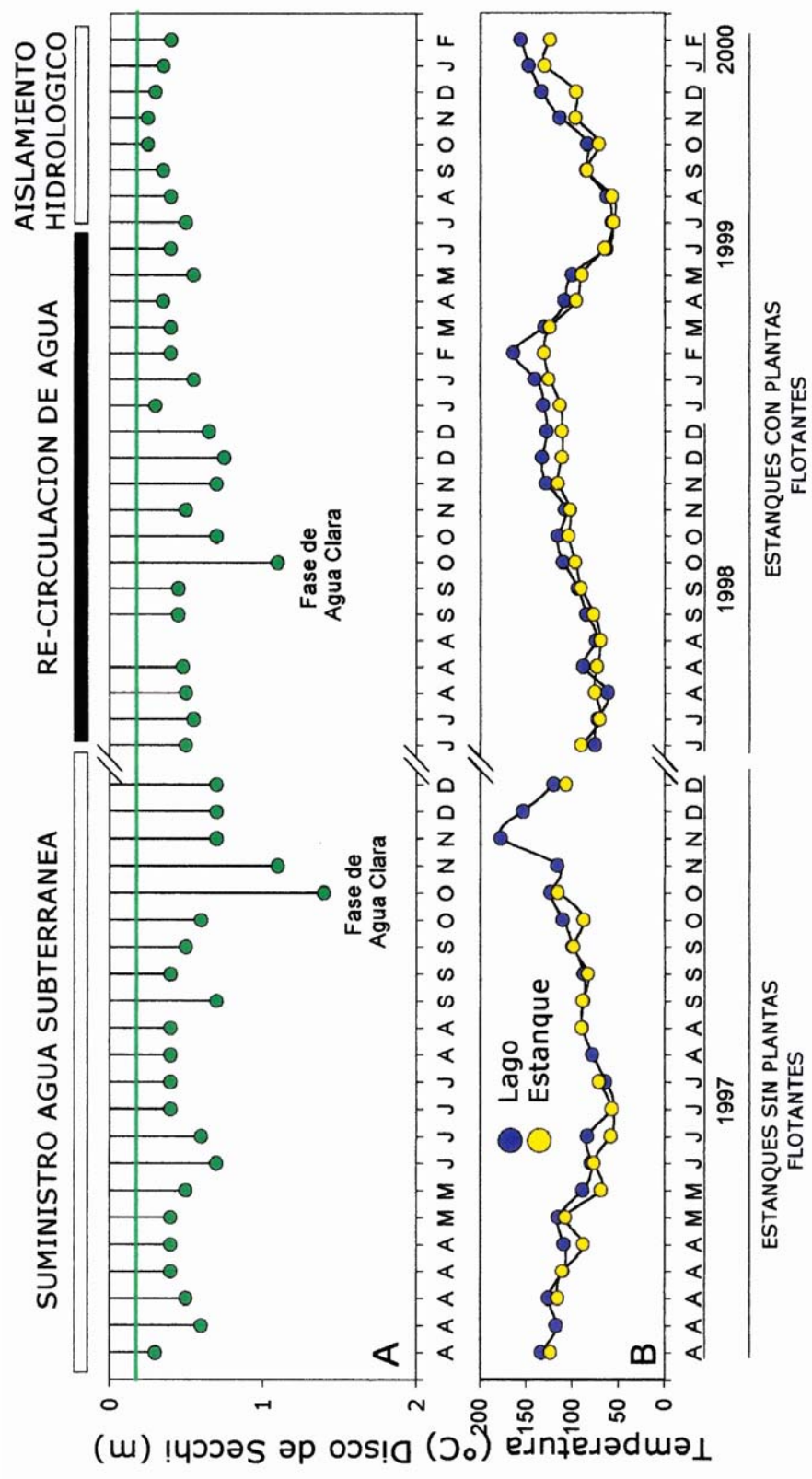


Fig. 23. Variación temporal y espacial de la profundidad del disco de Secchi (A) y la temperatura del agua (B) en el lago. La línea verde indica el valor promedio de transparencia previo a la restauración según Sommaruga (1991).

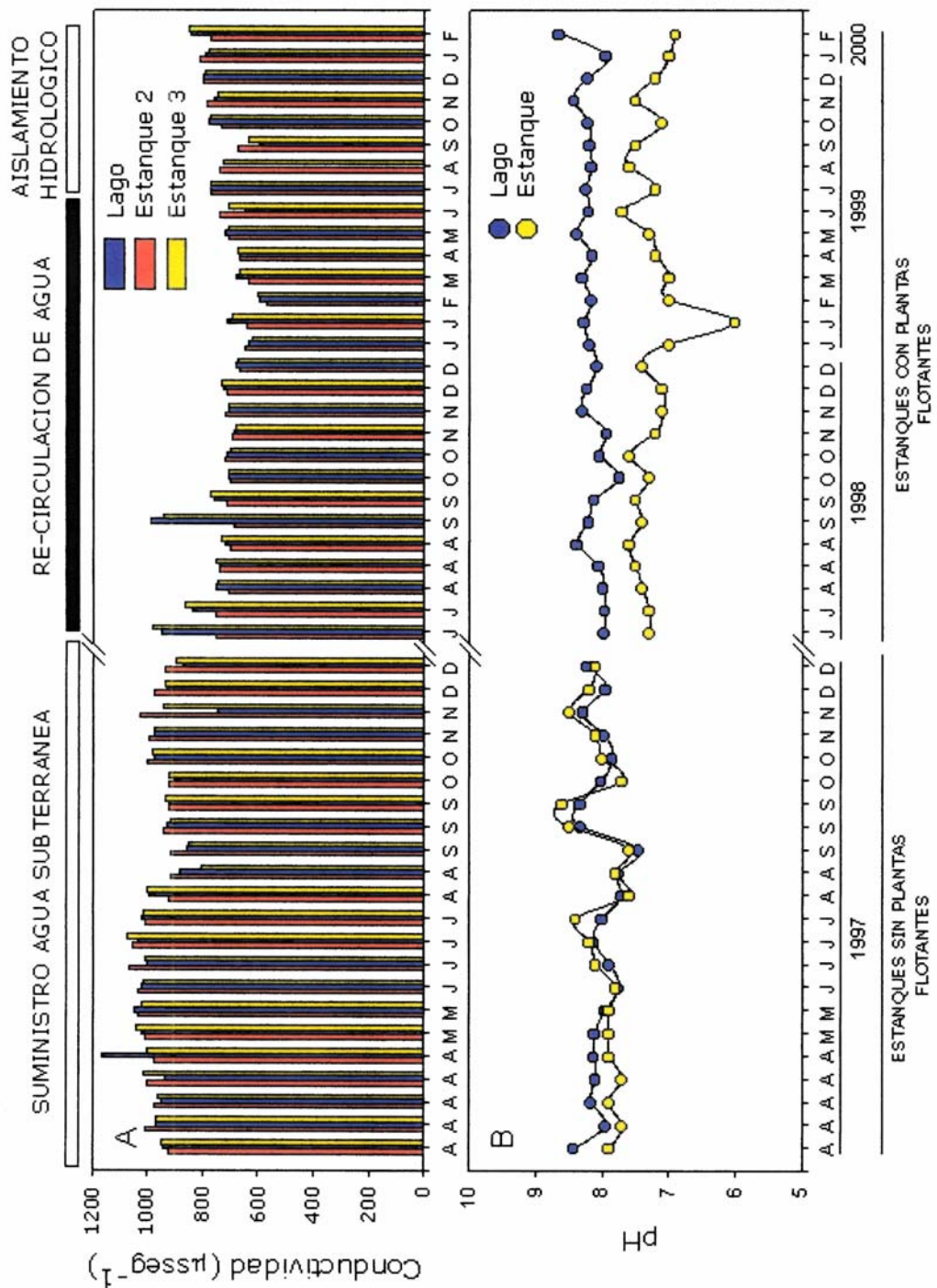


Fig. 24. Variación temporal y espacial de la conductividad (A) y el pH (B) en el lago y los estanques.

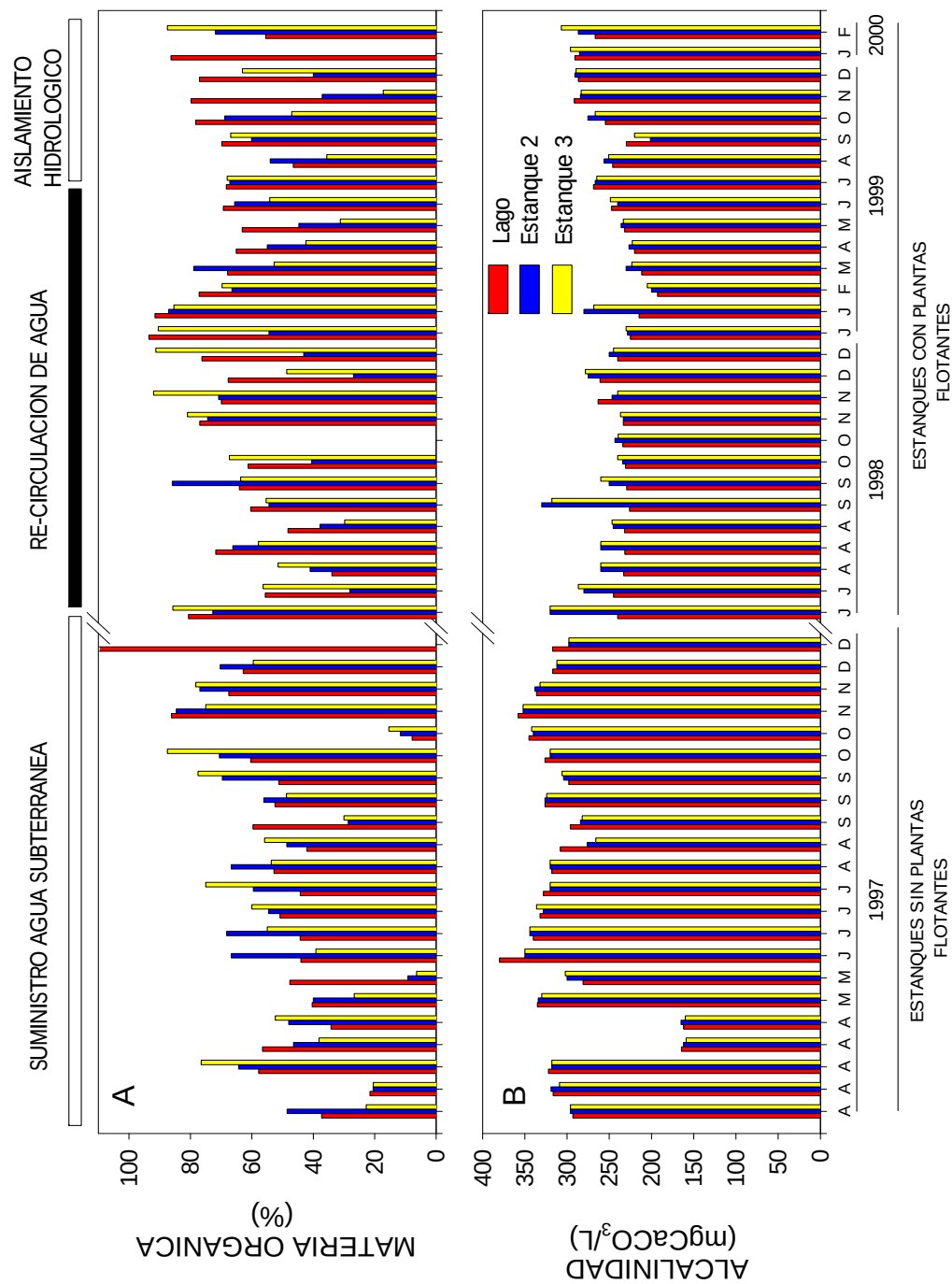


Fig. 25. Variación temporal y estacional del contenido de materia orgánica del material en suspensión (A) y la alcalinidad (B) en el lago y los estanques.

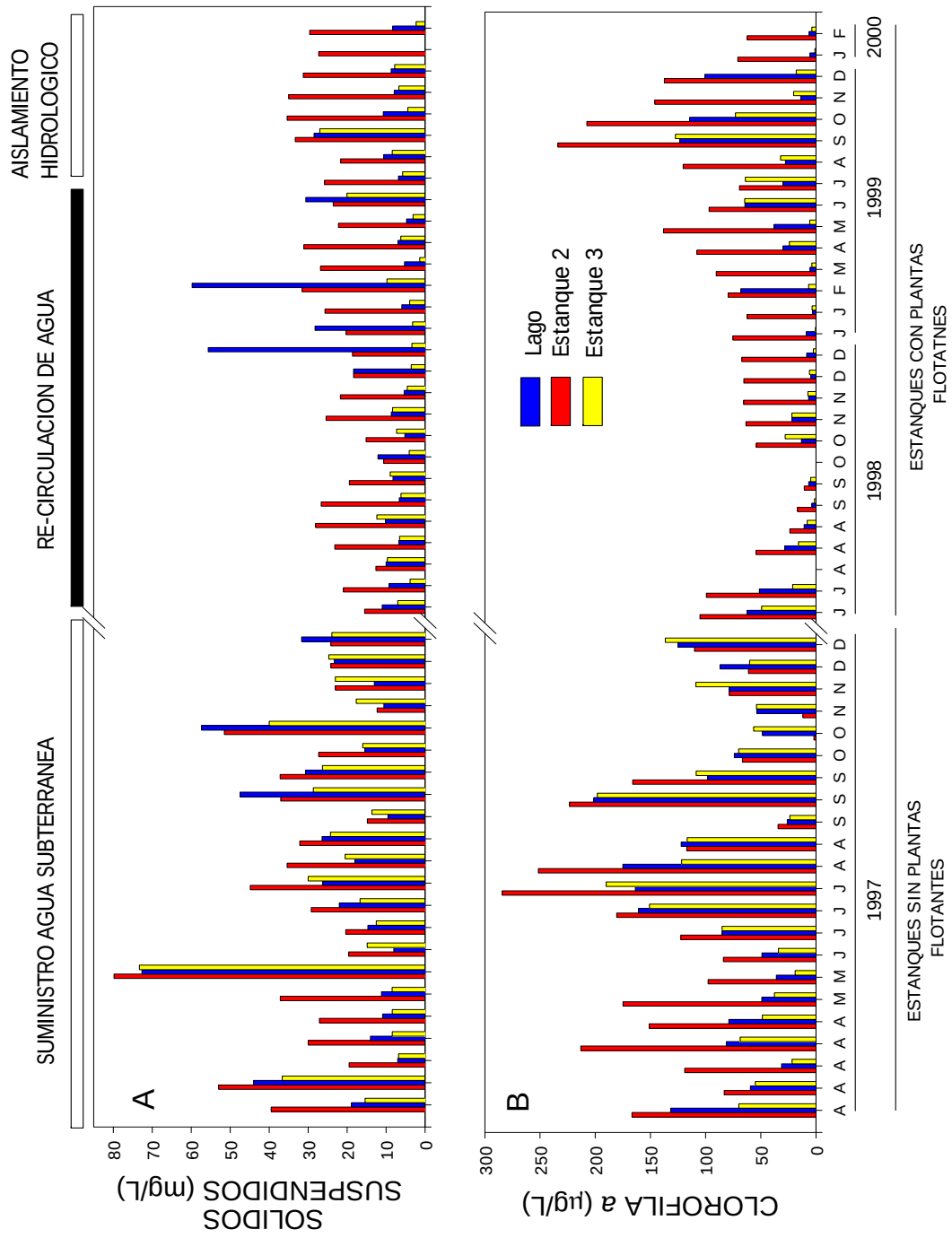


Fig. 26. Concentración de sólidos en suspensión (A) y clorofila a (B) en el lago y los estanques y su variación en el tiempo.

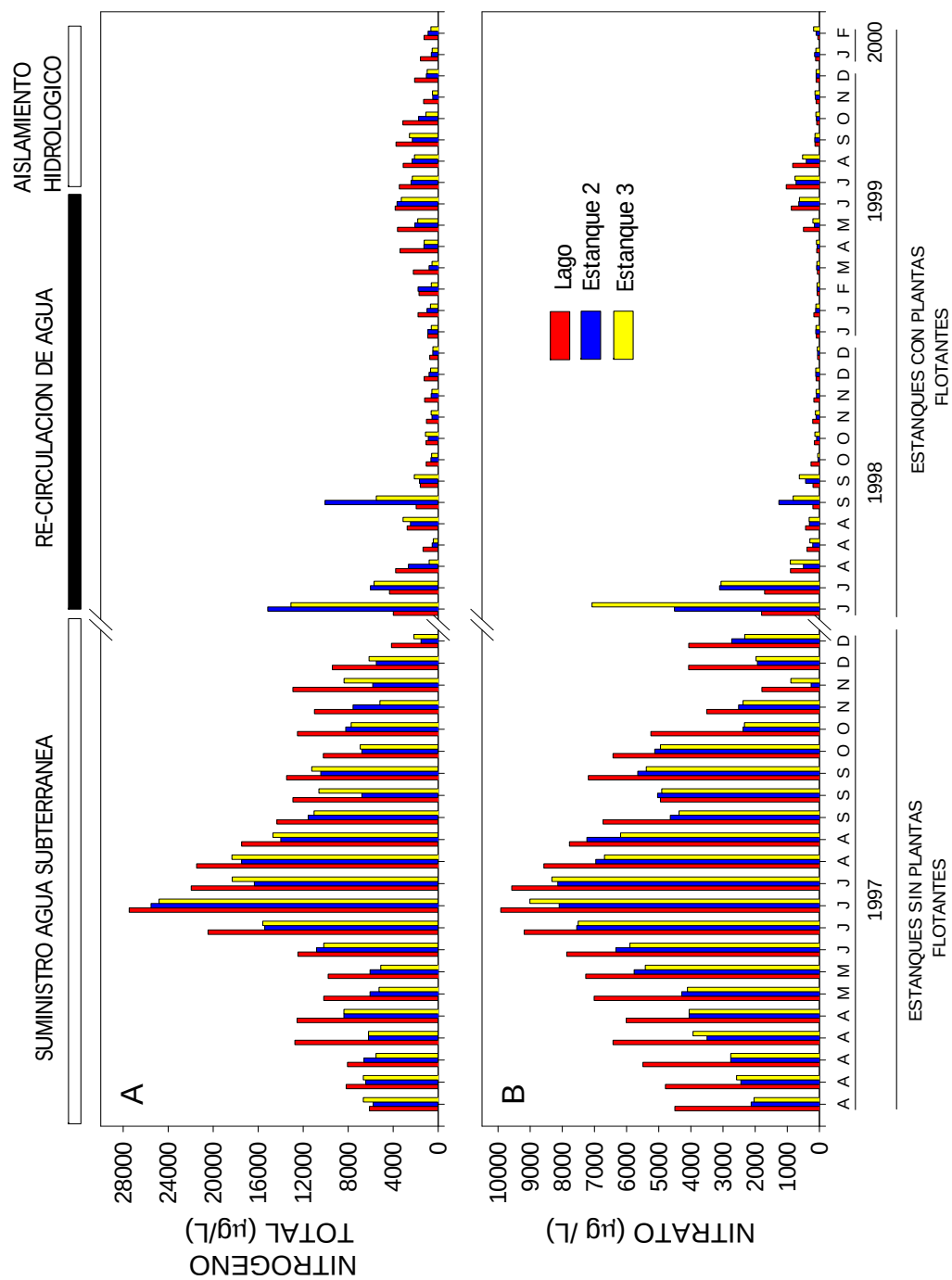


Fig. 27. Variación estacional y espacial de la concentración de nitrato (A) y nitrógeno total (B) en el lago y los estanques.

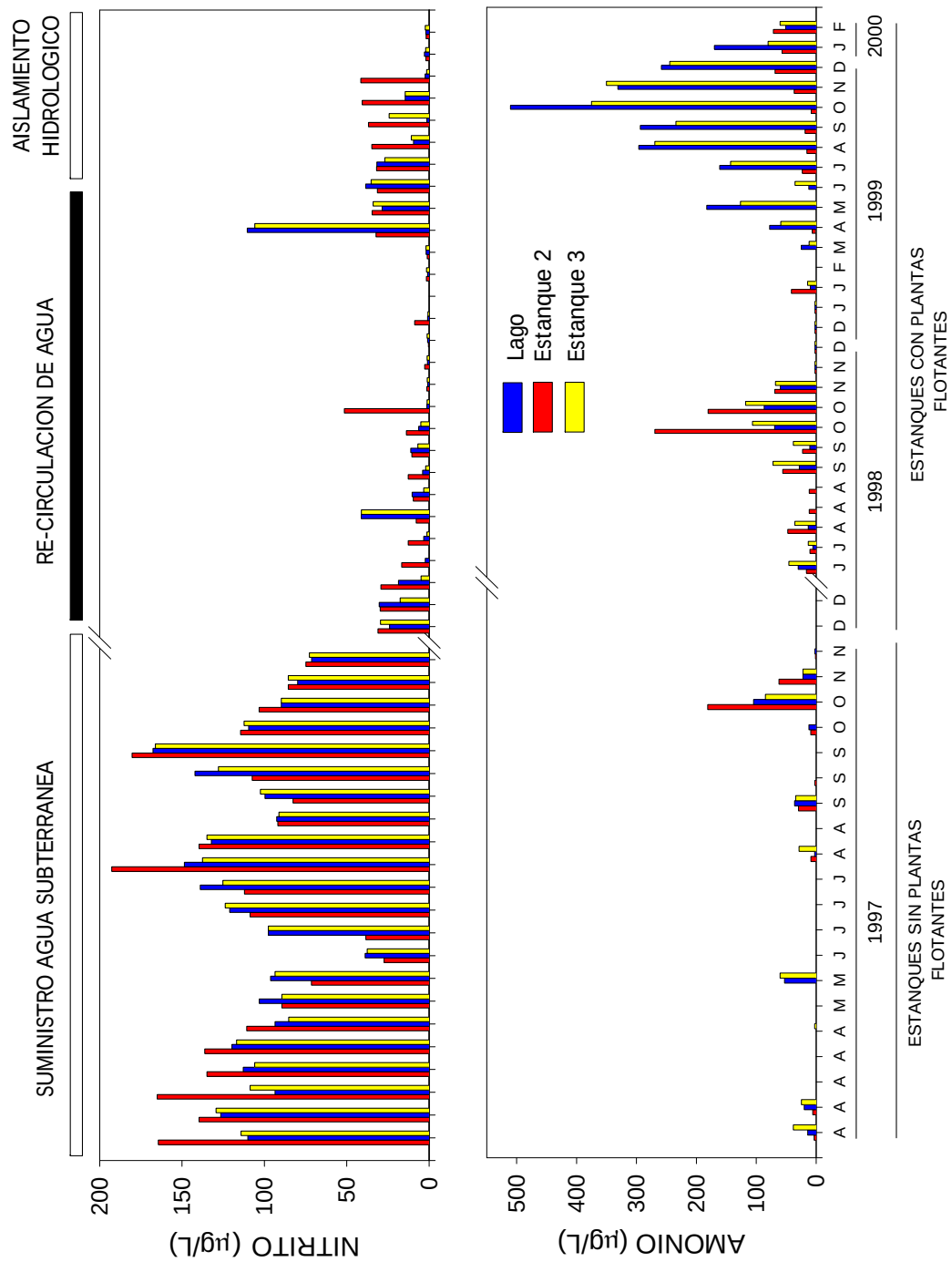


Fig. 28. Concentración de nitrito (A) y amonio (B) en el lago y los estanques, y su variación durante los diferentes tratamientos hidrológicos.

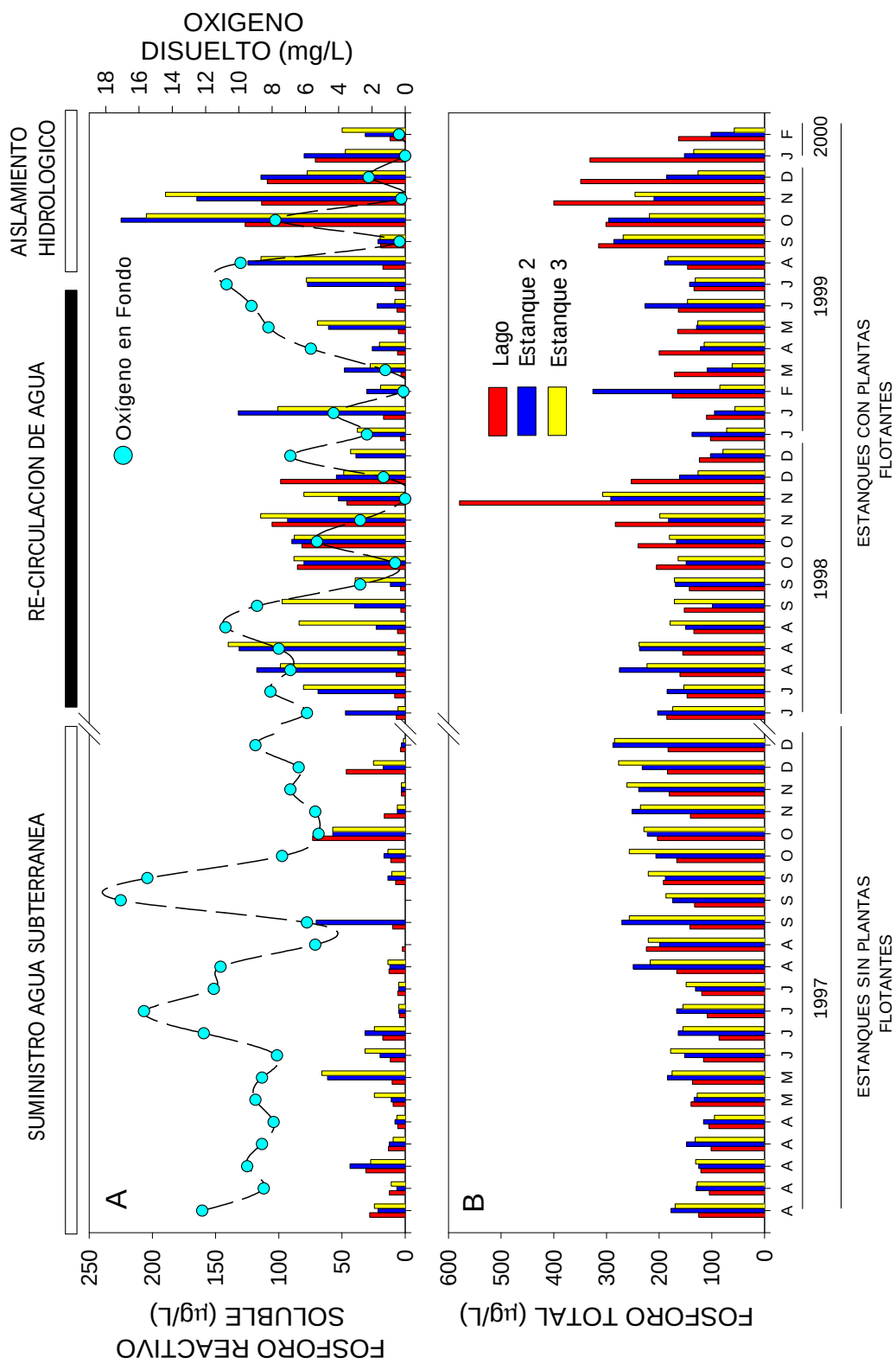


Fig. 29. Variación estacional y temporal de la concentración de fósforo reactivo soluble (A) y fósforo total (B) en el lago y los estanques, y del oxígeno disuelto en el fondo del lago (A).

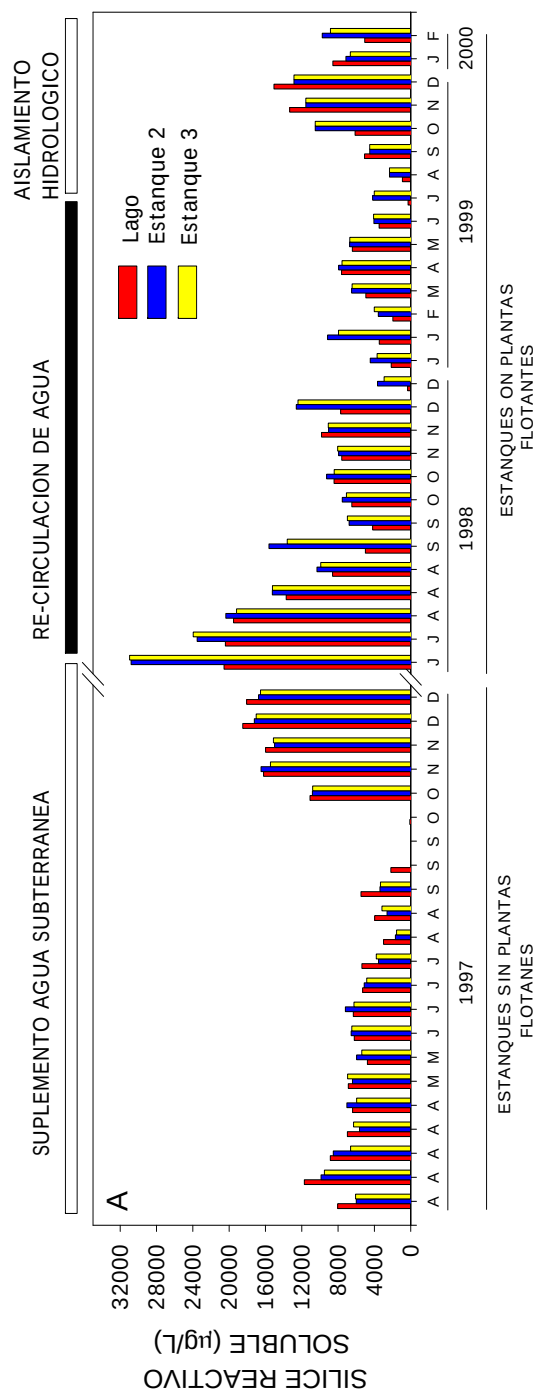


Fig. 30. Variación temporal de la concentración de sílice reactivo soluble en el lago y los estanques asociados.

ANEXO II. Diversidad y productividad de la comunidad de hidrófitas.

METODOLOGIA

Riqueza y diversidad

La riqueza y diversidad (Índice de Shannon (1948)) de especies fueron determinados de los cuadrantes de biomasa a partir de los datos de los tres estanques agrupados.

Productividad

La producción primaria máxima se calculó como el incremento de la biomasa total en el tiempo (Roberts *et al.* 1985) y fue expresada en $\text{gPSm}^{-2}\text{d}^{-1}$. Para el cálculo de la producción se adicionó la biomasa cosechada (expresada en peso seco) antes de cada muestreo. La producción media se obtuvo a partir de una regresión lineal de los datos de biomasa en los meses de crecimiento lineal (desde octubre a febrero-marzo) según Reddy y DeBusk (1984). La curva de crecimiento de las especies más abundantes se obtuvo ajustando una ecuación cuadrática a los datos de biomasa con el programa Sigma Plot.

Análisis Estadísticos

El índice de Shannon de ambos períodos de crecimiento fue contrastado mediante ANOVA de 1 vía, utilizando Tukey para n desiguales como análisis a posteriori debido a la diferente duración del estudio en ambos períodos de crecimiento.

RESULTADOS

Riqueza y diversidad

La riqueza de especies (9) fue mayor durante el primer período de crecimiento. En este la riqueza fue máxima hasta diciembre y posteriormente disminuyó debido a la desaparición de *R. nasturtium-aquaticum*, *S.*

auriculata, *P. stratiotes* y *Azolla* sp. En el segundo período, la riqueza aumentó hacia el verano y en ningún momento se registraron todas las especies conjuntamente (Fig. 31). La diversidad estimada a través del Índice de Shannon (para cada réplica individual), fue mayor durante el primer período de crecimiento ($F_{408} = 41.9$, $p < 0.05$) y la diversidad máxima calculada para la biomasa promedio mensual, fue registrada durante octubre de 1998 y diciembre y enero de 1999, alcanzando un valor de 1.3 y 1.0, respectivamente (Fig 31). El Índice de Shannon se correlacionó negativamente entre ambos períodos de crecimiento ($R = -0.90$, $p < 0.05$).

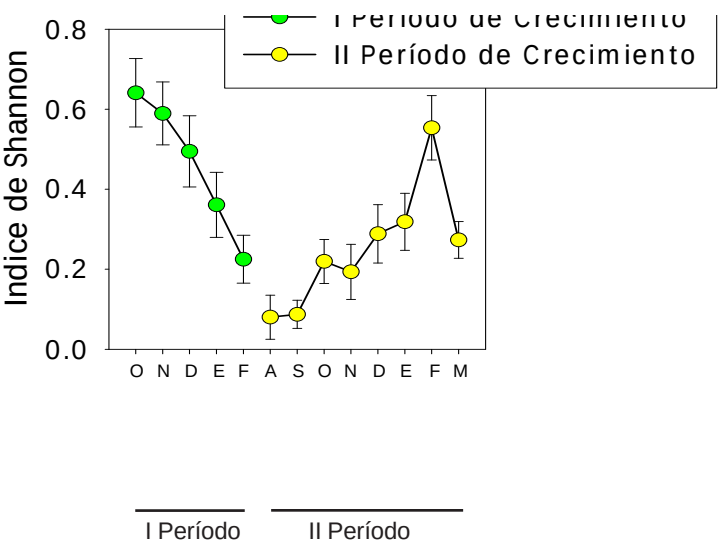


Fig. 31. Variación temporal del Índice de Shannon. Se indican los valores medios mensuales y el error estándar.

Producción

La producción de biomasa fue muy variable entre especies y períodos de crecimiento, registrándose en muchos casos valores de 0 (Fig. 32 a y b). La producción máxima de *E. crassipes* fue 11.3 y 5.6 gPSm⁻²d⁻¹, en diciembre de 1998 y marzo de 2000. Para *S. intermedia* los valores máximos fueron 1.9 gPSm⁻²d⁻¹ en diciembre de 1999 y 2.4 y 1.9 gPSm⁻² d⁻¹ en octubre y noviembre de 2000.

Utilizando un ajuste cuadrático del tipo $f(x) = y + ax + bx^2$ (software Sigma Plot 5.0), se observa que la curva de crecimiento de *E. crassipes* fue diferente entre ambos años (Fig 33 a y b). En el primer período presentó una fase de crecimiento lineal, la cual tiende a disminuir exponencialmente acercándose a una asíntota a partir de enero de 1999. La producción de biomasa calculada a partir de una regresión lineal para todo el período, fue de 3.4 gPSm⁻²d⁻¹ con un $R^2 = 0.72$ ($p < 0.05$). Si se elimina el dato de diciembre el ajuste mejora ($R^2 = 0.91$, $p < 0.05$) y la producción apenas aumenta (3.5 gPSm⁻²d⁻¹). Durante el segundo período, *E. crassipes* presentó una fase inicial de crecimiento exponencial, la cual se linealiza a partir de octubre-noviembre de 1999 (Fig. 33 b). Esta curva no muestra una fase final de enlentecimiento de la producción de biomasa y la producción media calculada para los meses de octubre a marzo, fue menor que la obtenida en el primer período (3.0 gPSm⁻²d⁻¹). El comportamiento estacional de la biomasa total fue igual al de *E. crassipes* (Fig. 33 g y h), con una disminución en el ajuste de las curvas de crecimiento, de las regresiones lineales ($R^2 = 0.5$ y $R^2 = 0.91$, $p < 0.05$ para el primer y segundo período de crecimiento) y menores valores de producción (2.3 gPSm⁻²d⁻¹, $p < 0.05$ para ambos períodos).

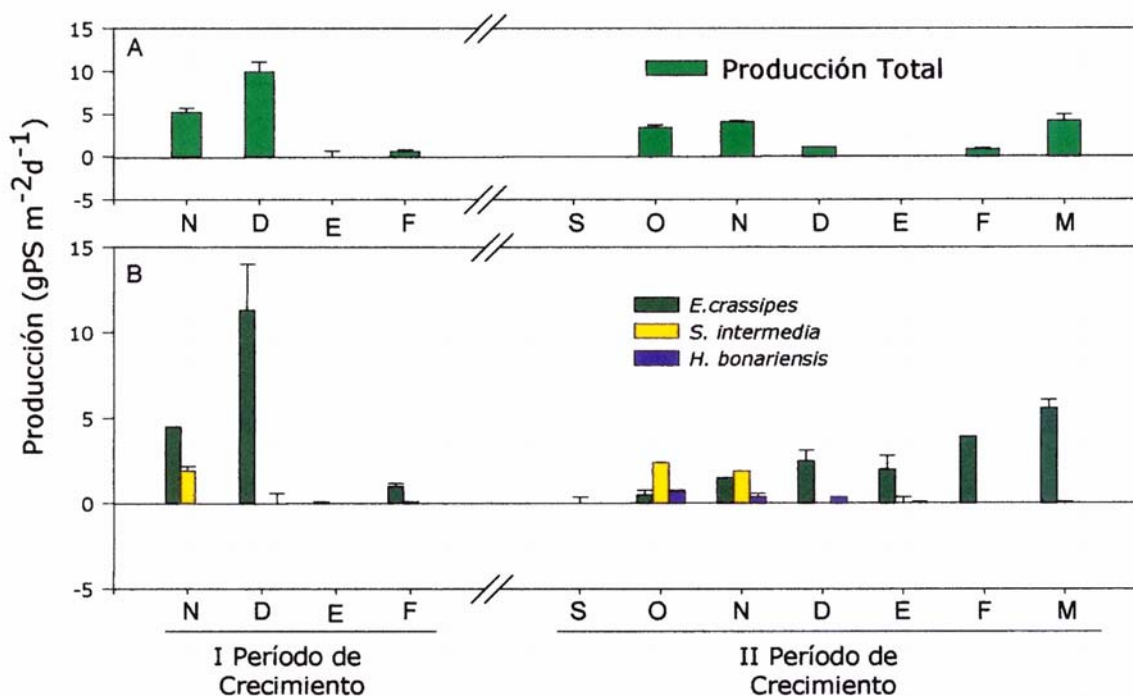


Fig. 32. Producción de biomasa de las hidrófitas de los humedales, se presenta la producción total de la comunidad (A) y la de las 3 especies más abundantes (B).

Durante el primer período *S. intermedia* mostró un patrón de decrecimiento de la biomasa, la cual no pudo ser satisfactoriamente ajustado por una regresión lineal o curva cuadrática (Fig. 33 c). Mientras que para el segundo período, la curva ajustada mostró una primer fase de decrecimiento exponencial, seguida de una disminución lineal (Fig. 33 d). Esta última coincide con el comienzo del crecimiento lineal de *E. crassipes*. *Hydrocotyle bonariensis* durante el primer período de crecimiento mostró un descenso lineal desde octubre de 1998 ($R^2= 0.90$, Fig. 33 e). Sin embargo, durante el segundo período la curva de crecimiento se ajustó a una curva cuadrática en forma de campana ($R^2= 0.83$), con un pico de biomasa entre octubre y enero (Fig. 33 f). La producción, calculada por una regresión que incluyó los meses de agosto a diciembre fue de $0.19 \text{ gPSm}^{-2}\text{d}^{-1}$, siendo similar a los valores máximos.

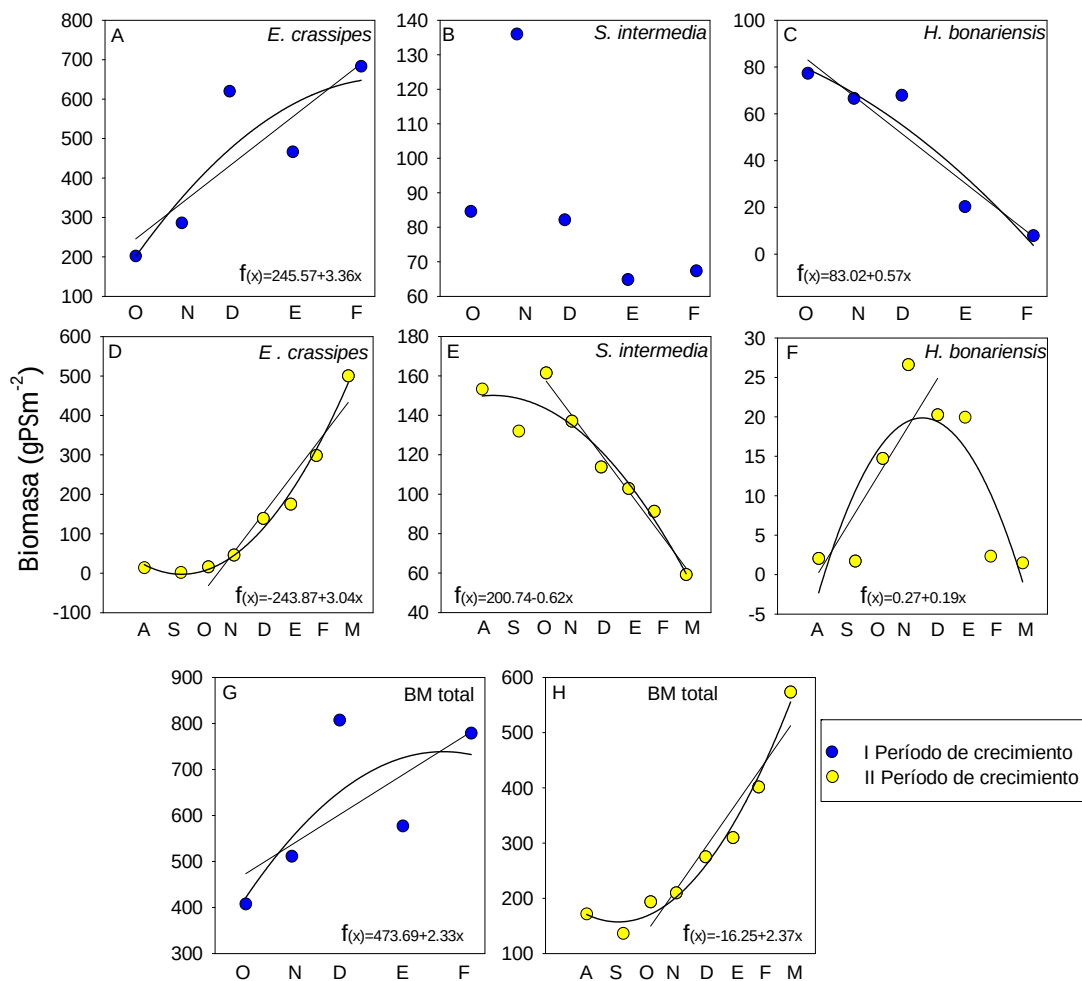


Fig. 33. Curvas de crecimiento lineal y cuadrática de las especies más abundantes y la biomasa total. Se presenta la ecuación de regresión lineal en la fase de crecimiento lineal.

DISCUSIÓN

El primer período de crecimiento fue más diverso, presentando todas las especies registradas y el máximo índice de Shannon. Este patrón se mantuvo hasta que *E. crassipes* alcanzó su máxima biomasa, cuando desaparecieron la mayoría de las hidrófitas flotantes libres de menor porte. De igual manera, en el segundo período la máxima diversidad fue alcanzada previo a que *E. crassipes* desarrollara su máxima biomasa, luego de lo cual la riqueza y el Índice de Shannon decayeron. Este patrón podría indicar que *E. crassipes* puede coexistir con las restantes especies de flotantes libres mientras no desarrolle su máxima biomasa, momento en el que cuando compite exitosamente por la luz y el espacio. Además podría promover un aumento de la diversidad actuando como sustrato para especies epifitas. Sin embargo, en ausencia de disturbios que reduzcan su biomasa, dicha especie desplazaría a las restantes hidrófitas flotantes disminuyendo la diversidad de la comunidad.

Eichhornia crassipes presentó el patrón de crecimiento típico según Center y Spencer (1981). Las plantas que resistieron el invierno comenzaron a producir nuevas hojas y raíces a partir del rizoma y se observaron plantas de reciente germinación. Al inicio de la primavera las primeras plantas fueron pequeñas y de tallos globosos, y el espacio disponible se fue ocupando con plantas de varias edades y tamaños. Finalmente, una vez que el espacio se volvió limitante la competencia por luz forzó a las plantas a crecer en altura con tallos ascendentes estrechos. En este momento las plantas que no alcanzaron una altura suficiente probablemente murieron y la población se volvió sincrónica con la mayoría de las plantas de igual edad. En esta fase fenotípica de *E. crassipes*, la competencia con el resto de las especies flotantes es máxima, explicando su fuerte correlación negativa con *S. intermedia*, mientras que las epifitas como *H. bonariensis*, pueden no ser afectadas debido a la elongación de sus pecíolos (Reddy y DeBusk 1984). *Eichhornia crassipes* alcanzó la fase sincrónica de crecimiento en octubre y noviembre de 1998 y recién en febrero de 2000, lo que explica las diferencias en la diversidad de la comunidad entre ambos períodos de crecimiento.

Los valores de productividad media se encontraron dentro del mismo orden de magnitud que los valores máximos. Las curvas de crecimiento de *E. crassipes* fueron diferentes entre ambos períodos de crecimiento, y se diferenciaron de las obtenidas por Reddy y DeBusk (1984) por la ausencia de una marcada fase final de decrecimiento exponencial. Las diferencias entre períodos podrían explicarse por la diferencia en el tiempo de muestro, ya que el estudio en el primer período comienza en octubre, justo cuando comienza la fase de crecimiento exponencial en el segundo período y también a un efecto de las cosechas más exhaustivas durante el primer año. Sin embargo, las diferencias climáticas explican el crecimiento exponencial hasta el mes de marzo en el segundo período, indicando que la biomasa habría continuado aumentando hasta el otoño. Pese a las diferencias en las curvas de crecimiento la productividad media de biomasa se mantuvo similar entre ambos períodos.

La gran similitud entre las curvas de crecimiento de *E. crassipes* y de la biomasa total, y el comportamiento opuesto de *S. intermedia* muestran claramente que *E. crassipes* es quien determina el comportamiento de la comunidad. Reddy y Debusk (1984) encontraron una curva similar a la de *H. bonariensis* para *H. umbellata* y postulan que su crecimiento estaría más condicionado por restricciones estacionales, viéndose favorecida en las estaciones de primavera y otoño y no tanto por la competencia interespecífica.

CONCLUSIONES

→ La diversidad de la comunidad es máxima previo a que *E. crassipes* alcance su máximo de biomasa, luego de lo cual esta decae abruptamente.

→ El período de crecimiento de *E. crassipes* comienza en octubre y puede extenderse hasta comienzos de otoño, la duración dicho período así como su productividad depende de las condiciones climáticas.

→ La productividad de *S. intermedia* es máxima previo a que *E. crassipes* comience su fase de crecimiento exponencial, luego de lo cual comienza a disminuir su biomasa.

→ La productividad de la comunidad esta estrechamente ligada a la productividad de las dos especies dominantes, a *S. intermedia* en invierno y primavera y a *E. crassipes* en verano.

ANEXO III. Protocolo de Fraccionamiento de Fósforo.

Protocolo de Fraccionamiento de Fósforo

Este procedimiento se realizó según modificaciones de la técnica de (Psenner y Pucsko 1988), la determinación del fósforo se realizó en todos los casos mediante la técnica de Murphy y Riley (1962).

Cloruro de Amonio (CINH_4 1M): Preparación: 53.5g de CINH_4 en 1000ml de agua destilada (AD). Se agregan 25ml de la solución a cada muestra dejando reaccionar 2hs, se centrifuga, se remueve y filtra el sobrenadante con filtros GF/C chicos y se repite el paso. Se toman 15ml del sobrenadante centrifugado y filtrado y se determina el DRP en celda de 5cm.

Blanco: 15ml de CINH_4 y 1.5ml de reactivo mixto.

Ditionita buffer ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 0.11M + NaHCO_3 0.11M): Preparación: se prepara el buffer de NaHCO_3 0.11M (9.24g de NaHCO_3 en 1000ml de AD) y en este se prepara la ditionita 0.11M (19.15g de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ en 1000ml de buffer NaHCO_3). Se agrega 45ml de esta solución a cada muestra y se deja reaccionar 1h. Luego se centrifuga y el sobrenadante se burbujea fuerte dentro de la campana con aire comprimido durante 30 minutos (vapor muy tóxico). Luego se determina DRP y DP. Para DRP se toman 15ml y se agrega 1.5ml de Reactivo Mixto y se lee en el espectro en celda de 5cm. Para DP se toman 20ml de sobrenadante y se agregan 4ml de oxidante y se autoclava 30 minutos. La determinación del PD se realiza en celda de 5cm. El paso se repite exactamente igual. Blanco: DRP: tomar 15ml de solución de ditionita buffer oxigenada y agregar 1.5ml de reactivo mixto; DP: tomar 20 ml de ditionita buffer oxigenada y agregar 4ml de oxidante, autoclavar por 30 minutos, y se procede como para DRP.

Hidróxido de Sodio (NaOH 1M): Preparación: 40g de NaOH en 1000ml de AD. Se agregan 25ml de la solución en cada muestra. En el primer paso se deja reaccionar 18hs y en la repetición del paso se deja 1h. En cada caso se centrifuga y filtra el sobrenadante, se toman 20ml y se neutraliza con HCl 0.5M agregando 2 gotas de fenostaleina como indicador de color. Cuando se obtiene un color rozado tenue se lleva el volumen a 60ml con AD para mantener una relación de 1:3 entre el sobrenadante y el volumen utilizado para neutralizar (se debe realizar una prueba de este paso antes de empezar el procedimiento completo para saber las diluciones necesarias). De la solución neutralizada se toman 15ml para determinar DRP y se agrega 1.5ml de Reactivo Mixto y se lee en celda de 1 o 5cm dependiendo de la concentración. Para determinar DP se toman 20ml (si hay que diluir se toma un volumen menor y se lleva a 20ml con AD), luego de autoclavar 30 minutos se toman 15ml y se procede como para DRP (en este paso no hay que neutralizar).

Blanco: para DRP se toman 15ml de solución neutralizada (NaOH 1M + HCl 0.5M) y se agrega 1.5ml de Reactivo Mixto y se lee en celda de 1 o 5cm. Para DP se toman 20ml de solución neutralizada y se agregan 4ml de oxidante y se autoclava 30 minutos, luego se toman 15ml de la solución y se procede como para DRP. La lectura en la celda de 1 o 5cm dependerá de la concentración de P en las muestras.

Acido Clorhídrico (HCl 0.5M): Preparación: 41.5ml de HCl puro en 1000ml de AD. Se agregan 25ml de la solución en cada muestra y se deja 18hs en el primer paso y 1h en la repetición del paso. Se centrifuga la muestra y el sobrenadante se neutraliza con NaOH 1M de igual forma que en el paso anterior. Para determinar el DRP se toman 15ml de la solución neutralizada y se agrega 1.5ml de Reactivo Mixto y se lee en celda de 5cm. No se determina DP.

Blanco: se utiliza el mismo blanco que para el paso del NaOH .

Fósforo total (PT): Se utiliza el método de Valderrama (1981).

P residual: es el PT del sedimento determinado por Valderrama (1981) menos la sumatoria del fósforo reactivo soluble de todos los pasos.

Curva de calibración: Se realizan curvas diferentes a las utilizadas para muestras de agua para los pasos que requieren neutralización (NaOH y HCl), como forma de estandarizar la neutralización ya que el cambio del pH afecta la reacción con el Reactivo Mixto. Se utiliza la misma curva para los dos pasos ya que se utilizan los mismos reactivos. Se hace una curva para el DRP y otra para el DP. Solución patrón: 10:200 (10ml de solución madre (50ìg/ml) en 200ml de AD). De la solución patrón se realizan las siguientes diluciones: 0.5:100, 1:100, 2:100, 5:100, 10:100, 20:100, 30:100. Además se prepara una solución neutralizada con NaOH 1M y HCl 0.5M y se agrega fenostaleina como indicador de color, cuando la fenostaleina toma color rozado la solución esta neutralizada.

Curva del DRP: se toman 10ml de solución patrón y 10ml de solución neutralizada y se lleva a 30 ml con AD (para mantener la relación de 1:3), de esta solución se toman 15ml y se agrega 1.5ml de Reactivo Mixto y se lee en el espectro a 885 nm en celda de 1y 5cm.

Curva del DP: se toman 10ml de solución patrón y 10ml de solución neutralizada y se lleva a 30 ml con AD (para mantener la relación de 1:3), se agregan 4ml de oxidante y se autoclava por 30 minutos, de esta solución se toman 15ml y se agrega 1.5ml de Reactivo Mixto y se lee en el espectro a 885nm en celda de 1y 5cm. (Considerar que la solución patrón de ambas curvas queda diluida 3 veces).

Cálculos:

$$\frac{((\text{AbsMuestra} - \text{bco}) \times A - B) \times \text{vol de sol extractora (ml)} \times \text{factor dilución} \times \frac{1000}{1000 \text{ (ml)}}}{\text{gPSsed.}}$$

Donde *vol de sol extractora (ml)/ 1000 (ml)*: es una conversión para pasar la concentración en el volumen de la solución extractora a 1L, A y B son los parámetros de la curva utilizada en cada paso, el *factor de dilución* se agrega si la neutralización se realizó con relaciones de sobrenadante/neutralización diferentes a las utilizadas en la curva y *1000/ gPS sed* es para pasar la concentración de P a mg/gPS de sedimento.