

EFFECTOS DE LA EUTROFIZACION EN EL
ZOOBENTOS DE UN SISTEMA LAGUNAR
COSTERO (L. ROCHA, URUGUAY) MEDIANTE
EL USO DE MESOCOSMOS

Rafael Arocena

TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Director: Dr. Alberto Rodrigues Capítulo
Co-director: Dr. Narcis Prat

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

- 2000 -

RESUMEN

El potencial turístico de la costa atlántica de Uruguay entraña un riesgo de contaminación y eutrofización de sus lagunas costeras. La laguna de Rocha sería de las más amenazadas por el grado de ocupación de su cuenca y fácil acceso. Actualmente no muestra signos importantes de alteración, lo que permite realizar estudios en condiciones casi naturales, anticipando los efectos de una eutrofización hipotética.

La laguna no presenta asentamientos humanos en sus márgenes, pero sí sus principales afluentes. Los arroyos Rocha y La Paloma reciben respectivamente el saneamiento de una ciudad, y los efluentes de una procesadora de pescado, mientras Las Conchas drena áreas suburbanas. En cada arroyo se tomaron muestras estacionales de agua, sedimentos y zoobentos, en un sitio de control, otro de impacto, y un tercero cerca de cada desembocadura en la laguna para determinar la influencia de los aportes fluviales en la misma.

Si bien el bentos está dominado por oligoquetos tubificidos en sitios donde el pH, oxígeno, PO_4 y NH_4 , muestran cierta contaminación orgánica, factores naturales como la granulometría y el gradiente salino serían más importantes para la composición de esta comunidad. Las estaciones cercanas a las desembocaduras, con conductividad más alta que aguas arriba, presentaron una fauna similar entre sí y a la del norte de la laguna. En el resto de las estaciones, los organismos más frecuentes y abundantes fueron los quironómidos (*Polypedilum*, *Chironomus* y *Tanytarsus*), seguidos de efemerópteros y coleópteros en las estaciones de control, y de abundantes oligoquetos, principalmente *Aulodrilus*, en las de impacto de los arroyos Rocha y La Paloma. El número de taxa (2 - 12) y la diversidad (media 1.3) son naturalmente bajas en estos arroyos de sustrato fino y homogéneo. Sólo en verano la diversidad fue significativamente menor en las estaciones de impacto. Sin embargo, la contaminación no se traduce en aportes a la laguna, destacándose el papel del monte ripario en el arroyo Rocha.

Los factores ambientales, especialmente el viento, poca profundidad (media 0.5 m), hidrología y la barra arenosa que separa periódicamente la laguna del océano Atlántico, determinan las características físico-químicas del agua y hacen poco relevante los componentes biológicos en la organización del ecosistema. Para el estudio de la eutrofización en la laguna, se instalaron varios mesocosmos en su parte norte. En ese sitio el mayor alcance del viento corresponde a los vientos fuertes del S, con los que la resuspensión del sedimento sería máxima. Pero la altura máxima de las olas estaría limitada por la velocidad del viento, antes que por su dirección. El oxígeno, en general próximo a su saturación, muestra una escasa dependencia de los procesos biológicos. La conductividad del agua presenta importantes variaciones ($0.1 - 19 \text{ mS cm}^{-1}$) al igual que los sólidos suspendidos, con los que guarda una correlación inversa. También los nutrientes presentan una alta variabilidad debido a la dinámica cambiante de la laguna.

Los mesocosmos, adaptados a los fuertes vientos y alta variabilidad del nivel del agua dominantes en el lugar, constan de una estructura de sostén conformada por cilindros de malla de hierro (15 x 15 cm) de 1.7 m de alto y 2.26 m de diámetro. Se instalaron dos grupos de tres cilindros, los que se mantuvieron en buenas condiciones por más de dos años. Se ensayaron paredes de polietileno (200 μm), nylon térmico (80 - 120 μm), fibra de vidrio y chapa de hierro galvanizado. Estas resultaron ser las más resistentes. También se ensayó un sistema movido por el viento para mezclar el agua, pero fue desechado por desarrollar velocidades excesivas y resultar innecesario.

El comportamiento de las variables abióticas del agua en los distintos limnocorales, en general similar a la laguna, los valida como sistemas experimentales para estudios a corto y mediano plazo. Los experimentos a muy corto plazo, en cambio, pueden verse afectados por el efecto del confinamiento del agua y su respuesta tardía o incompleta a los cambios externos. El deterioro que con el tiempo sufren los corrales en estos ambientes dominados por fuertes eventos físicos, los tornan inviables para experimentos a largo plazo, de más de un año.

El análisis del fitoplancton mostró una escasa incidencia de los corrales en la composición de la comunidad. Tampoco el sedimento ni el zoobentos presentaron diferencias entre los corrales, los que mostraron una alta homogeneidad. En cambio, el zooplancton desarrolló ciertas divergencias entre sitios con el paso del tiempo, tal vez debido a su mayor movilidad.

Una vez validados los limnocorales, se procedió a la fertilización mensual de uno de ellos en 3 ocasiones, con una mezcla de nutrientes simulando las aguas de saneamiento urbano. Un segundo corral se mantuvo como control. La fertilización no tuvo ningún efecto en el oxígeno, pH, conductividad y sólidos suspendidos a lo largo de los 5 meses que duró el experimento. Promediando dicho período se produjo una fuerte crecida que igualó las condiciones en los dos corrales y la laguna, lo que permitió conocer el efecto de estas perturbaciones físicas sobre corrales fertilizados. Antes de la perturbación el corral tratado mostró un fuerte incremento del fósforo total, principalmente debido al PO_4 , así como una disminución de la relación N:P. En cambio, no se registraron efectos en el sedimento, pero el zoobentos aumentó su abundancia y pasó de estar dominado por el poliqueto *Nephtys fluvialis*, a estarlo por *Chironomus*.

Si bien el efecto de la fertilización en el zoobentos es notorio, no se mantiene más allá de pocos meses gracias a la gran capacidad de autodepuración de la laguna, debida a la prevalencia de las fuerzas físicas como las crecidas y el régimen de apertura de la barra. Actualmente la eutrofización no es un problema y probablemente no lo sea en el futuro, siempre y cuando no sean alterados los procesos físicos dominantes mediante intervenciones en los afluentes o en la barra, o mientras los aportes de nutrientes no se produzcan en forma masiva.

ABSTRACT

The potentiality of the atlantic coast of Uruguay for tourism represents a threat of pollution and eutrophication for its coastal lagoons. The laguna de Rocha would be one of the most threatened due to the occupation level of its drainage basin and easy access. Since this lagoon is not actually altered, it offers the opportunity to carry studies under almost natural conditions in order to anticipate the effects of an hypothetical eutrophication.

The lagoon's shores has not human settlements, but its main tributaries do it. Rocha and La Paloma streams receive pollution from the sewage of a small city and the effluents of a fish industry, respectively. Whereas, Las Conchas drains a suburban area. In all these streams, one control site upstream, another one downstream of the inputs, and a third one near the outlet to the lagoon were sampled seasonally for water chemistry, sediments and zoobenthos.

Although oligochaetes dominated the benthic community in sites where oxygen, phosphate and ammonia levels showed a pollution effect, natural factors like grain size and the salinity gradient are more important than pollution in order to explain the benthic composition. Sampling sites near the outlet, with higher conductivity than upstream sites, showed a benthic fauna similar between them and to that of the north of the lagoon. At the other sampling sites, the most frequent and abundant organisms were chironomids (*Polypedilum*, *Chironomus* and *Tanytarsus*), followed by ephemeropterans and coleopterans at the control sites, and by abundant oligochaetes, mainly *Aulodrilus*, at the impact sites of Rocha and La Paloma streams. The number of taxa (2 - 12) and diversity (mean 1.3) are naturally low in these streams with fine and homogenous substrate. Only in summer the diversity was significant lower at the impact sites. However, the pollution is not transferred to the lagoon and the riparian forest in Rocha stream may play an important role for this.

The environmental foci, mainly wind, low depth (mean 0.5 m), hidrology and the sandy bar which periodically separates the lagoon from the ocean, determine the physical and chemical properties of water and make the biological components irrelevant for the system organization. Several mesocosms were installed at the northern part of the lagoon to study its eutrophication. At that place, the highest fetch corresponds to the strong winds coming from the South, with which the sediment resuspension would be maximal. Nevertheless, the maximum height of waves would be limited mainly by the wind velocity rather than by its direction. The oxygen, generally near saturation, shows little dependence on biological processes. Water conductivity is highly variable (0.1 - 19 mS cm⁻¹) as suspended solids are, and both variables are inversely correlated. Also nutrients show high variability due to the changing dynamics of the lagoon.

Mesocosms were designed to resist the strong winds and the changing water level which characterize the lagoon. They have a supporting structure made with cylinders of iron mesh (15 x 15 cm) 1.7 m high and 2.26 m diameter. They were installed in two groups of three cylinders each one, and they lasted more than two years in fear good conditions. Different kinds of walls were proved: polyethylene (200 µm), thermic nylon (80 - 120 µm), glass fiber and galvanized iron. The latter were the most resistant walls. A mixing device propelled by wind was rejected due to its exceedingly high speed and because it resulted unnecessary.

The behavior of the abiotic water variables in all the limnocorrals, generally the same as in the lagoon, validate them as experimental systems for the short and middle terms. However, very short term experiments may be affected by the water confinement and its late or uncomplete response to external changes. In a long term of more than one year, the corrals suffer deterioration in these environments dominated by strong physical events.

The composition of phytoplankton was not affected by the corrals. Neither the sediment and zoobenthos showed any difference among corrals, which resulted very homogenous. Nevertheless, zooplankton developed some divergences among sites, maybe due to its higher mobility.

Once the limnocorrals were validated, one of them was monthly fertilized at three times. The enrichment solution simulated the urban sewage composition. A second corral was maintained as a control. Fertilization had no effect on oxygen, pH, conductivity and suspended solids along the 5 experimental months. Averaging such period a strong flood equalized the water conditions of both corrals and the lagoon, allowing to know the effect of this physical perturbation on a fertilized system. Before the flood, the treated corral showed an increment of total phosphorus, mainly due to PO₄, and a decrease of the N:P ratio. No effect was registered in the sediment, but the zoobenthos increased its abundance and the dominating polychaete *Nephtys fluvialis*, was replaced by *Chironomus*.

Although the effect of fertilization on the zoobenthos was noticeable, it lasted only few months, due to the high autodepuration capacity of the lagoon. This characteristic is due to the prevalence of the physical forces as floods and the bar opening. Actually eutrophication is not a problem and probably it will not be so in the near future, if physical processes are not altered by means of interventions in the tributaries or in the bar, and whenever the nutrients supply is not massive.

CONTENIDO

Introducción General	5
Capítulo 1 Las causas naturales <i>versus</i> la contaminación orgánica como factores estructuradores del zoobentos en tres afluentes de una laguna costera	13
Capítulo 2 Los factores físicos: claves en la limnología de la laguna de Rocha	39
Capítulo 3 Diseño y funcionamiento de mesocosmos bénticos en una laguna costera de Uruguay	57
Capítulo 4 Características del agua en distintos limnocorales bénticos instalados en una laguna costera (L. Rocha, Uruguay)	81
Capítulo 5 Estado trófico del agua y características del plancton en limnocorales bénticos instalados en una laguna costera (L. Rocha, Uruguay)	97
Capítulo 6 Respuesta del sedimento y del zoobentos en los limnocorales	113
Capítulo 7 Efectos de la adición de nitrógeno y fósforo en limnocorales bénticos instalados en una laguna costera	121
Discusión General	141

RECONOCIMIENTOS

Esta tesis es principalmente el resultado de un Proyecto de Iniciación a la Investigación, financiado por la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) de la Universidad de la República (Montevideo), para ser ejecutado en la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias. Agradezco el asesoramiento recibido durante la elaboración y desarrollo del mismo, de los profesores Wilson Pintos, entonces director de la Sección Limnología, Alois Schaeffer (Univ. Saarlandes, Alemania), Francisco Rodrigues Barbosa (Univ. Minas Gerais, Brasil), Roland Psenner y Ruben Sommaruga (Univ. Innsbruck, Austria), Martin Dokulil (Inst. Limnología de Mondsee, Austria) y Alberto Rodrigues Capítulo (Int. Limnología de La Plata, Argentina).

En el desarrollo de dicho proyecto tuvieron una participación especialmente destacada mis compañeros Daniel Conde, Ramón De León y Daniel Fabián, docentes de la sección Limnología, al igual que Lizet de León, quien realizó la identificación de las especies de fitoplancton. También colaboraron en los muestreos los colegas Luis Aubriot, Federico Hoffman, Javier Gorga, Sylvia Bonilla, Mercedes Paradiso y Juan Clemente.

El apoyo logístico estuvo a cargo de Clemente Olivera. La fabricación de los limnocorales fue realizada en el Taller de la Facultad de Ciencias, con la colaboración especial de Gabriel Alfonso y Wilson Hernández.

La CSIC participó asimismo en la financiación de diversas actividades del Doctorado, principalmente en las pasantías y cursos realizados en La Plata, Buenos Aires y Barcelona.

También integra esta tesis (cap. 1) parte de los resultados de la investigación realizada en los afluentes de la laguna de Rocha, en el marco de un convenio con PROBIDES (Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable en los Humedales del Este, Uruguay). Participaron en esta investigación Daniel Conde, Daniel Fabián, Javier Gorga y Juan Clemente.

Agradezco especialmente la orientación de mi director, Alberto Rodrigues Capítulo, para la elaboración de la propuesta de tesis, la tesis, y el desarrollo de las actividades de Doctorado. Esta tesis también fue posible gracias a las orientaciones de mi co-director, Narcis Prat, y a su buena disposición para recibirme en la Universidad de Barcelona durante tres meses, a efectos de corregir y discutir los sucesivos capítulos.

Finalmente, quiero agradecer a Mercedes su paciencia indeclinable, y el constante apoyo y aliento que me brindara a lo largo de todo este periodo.

INTRODUCCION GENERAL

LAGUNAS COSTERAS

El primer libro exclusivamente dedicado a lagunas costeras contiene las contribuciones de un simposio mantenido en México en 1967 (Ayala Castañares & Phleger 1969). Con anterioridad, estos sistemas fueron considerados como uno de los numerosos tipos genéticos de lagos (Hutchinson 1957, Wetzel 1973) o bien, incluidos en trabajos sobre estuarios (Cameron & Pritchard 1963, Lauff 1967, Cronin 1975, Wiley 1977, Day *et al.* 1989, entre otros).

Cameron y Pritchard (1963) definieron los estuarios como cuerpos costeros semicerrados, donde el agua de mar es diluída con agua dulce. Entre ellos están los formados por una barra a lo largo de una costa de bajo relieve, es decir las lagunas costeras. Esta definición excluye las lagunas cerradas y las hipersalinas, que no son diluídas. Recientemente Kjerfve (1994) en una exhaustiva revisión del tema, las define incluyendo la conexión al menos intermitente con el mar, dejando fuera a las lagunas cerradas. Bird (1994) en cambio, incluye las completamente cerradas y excluye los mares delimitados por islas. Por el contrario, Barnes (1980) incluye desde los pequeños estanques que se llenan de agua de mar sólo durante la marea alta, hasta las grandes áreas costeras someras protegidas por islas de barrera.

Las lagunas costeras son aguas interiores someras, separadas del océano por una barra, y conectadas o no al mismo por una o más entradas restringidas (Phleger 1969). Se diferencian entonces de los estuarios por la presencia de una barra arenosa (Lasserre 1979). Pero también lo hacen por su profundidad uniformemente somera, por ser más dominadas por el viento que por las corrientes fluvial o de marea, y por presentar gradientes de salinidad menos definidos (Kjerfve & Magill 1989).

Estas definiciones de estuarios y lagunas son físicas y geológicas porque estas ciencias fueron las primeras en abordarlas por ser más notorios sus rasgos físicos y geológicos (Day *et al.* 1989). Por el contrario, Lasserre en 1977 y Reineck en 1978 proponen un enfoque ecológico (Krumbein 1981), como Day y Yáñez Arancibia (1982) que las definen como ecotonos costeros al igual que los estuarios. A pesar de su diferente origen serían ecológicamente similares debido a que comparten las mismas condiciones ambientales (Yáñez Arancibia 1987). Ya Odum (1972) había definido los estuarios, incluyendo lagunas costeras, como ecotonos entre el agua dulce y el mar, pero con atributos propios.

Wetzel (1973) y Hutchinson (1957) consideran a las lagunas costeras como lagos formados por la actividad de la línea de costa, sea ésta marina o lacustre. Una corriente que fluye a lo largo de una costa, al encontrar una bahía pierde velocidad y deposita el material suspendido, formando una barra en la boca de la misma. Las barras se forman donde hay un abundante aporte de arena (Nichols & Allen 1981). Su origen y mantenimiento dependen de los cambios del nivel del mar, la dinámica costera y el rango de mareas (Martin & Dominguez 1994). Una laguna paralela a la costa refleja su origen por inundación de tierras bajas tras el ascenso del mar, mientras que una perpendicular, refleja la inundación de valles fluviales que luego se aíslan (Barnes 1980). Las lagunas se presentan generalmente formando series en costas con un bajo rango de mareas (< 2 m), donde la acción de las olas se concentra construyendo barras arenosas abiertas por un canal muy pequeño en relación a la laguna (Lasserre 1979).

CLASIFICACIONES

La gran variabilidad de las lagunas costeras condujo a varias clasificaciones (Lasserre 1979, Nichols & Allen 1981, Kjerfve & Magill 1989). Yáñez Arancibia (1987) discute estas clasificaciones clásicas, geológicas y físicas, y da elementos para clasificaciones ecológicas. Ya HT Odum y Copeland en 1972 y 1974 (Yáñez Arancibia 1987)

propusieron algunas clasificaciones ecológicas según el balance entre energías de construcción (movimiento del agua y materiales, luz solar) y de desorden o estrés (turbidez, crecidas de los ríos).

H.T. Odum y sus colaboradores propusieron una clasificación energética en 1969 (Odum 1972), que es también ecológica, con cinco tipos de estuarios. En los físicamente expuestos, las entradas de energía constituyen una presión a la cual los organismos deben adaptarse a un alto costo metabólico. Los templados, en que las entradas de energía son más un subsidio que una presión, son sistemas fértiles pero muy vulnerables. Los otros tres son los árticos, los tropicales y los asociados al hombre, adaptados a cierto grado de contaminación.

Por otra parte, las lagunas pueden estar directamente comunicadas al mar por una boca a través de la barra o indirectamente por un canal relativamente largo, lo que condiciona el funcionamiento del sistema a través del balance importación - exportación de materia orgánica (Yáñez Arancibia 1987).

Los diversos ambientes lagunares pueden reducirse a cuatro tipos o zonas (Barnes 1980): 1) dominada por agua dulce, 2) salobre, 3) dominada por agua de mar, y 4) hipersalina si domina la evaporación. Day & Yáñez Arancibia (1982) agrupan las dos últimas zonas de Barnes en una sola zona marina, con salinidad mayor a 25 ‰.

CARACTERISTICAS

Las características determinantes de los sistemas estuarinos son, según Day *et al.* (1989) y Smith (1994): 1) grado de protección de las fuerzas oceánicas, 2) ingreso de agua dulce, 3) circulación, 4) profundidad, 5) gradientes salinos, 6) topografía cambiante de los sedimentos de fondo, 7) área y 8) orientación respecto al viento.

Como la influencia de la marea suele ser limitada, las corrientes y el nivel del agua dependen principalmente del viento (Kjerfve 1986), el que puede inclinar la superficie de agua y provocar una marea que inunda las tierras adyacentes (Groen 1969, Nichols & Allen 1981). La poca profundidad y extensa superficie tiene varias consecuencias, como los rápidos cambios de temperatura o la acción del oleaje mezclando toda la columna de agua. Resultan en una gran influencia del fondo en todo el ecosistema, conocida como efecto bentónico (Day *et al.* 1989). Guiral (1992) señala que debido a la importancia de la turbulencia generada por el viento en la laguna Ebrie (Costa de Marfil), la mitad del material particulado deriva de la suspensión del sedimento superficial.

En lagunas obstruidas (Kjerfve 1986), la deriva litoral puede cerrar la barra temporalmente, con lo que las aguas se aquietan, sedimentan los granos más finos y la materia orgánica, pudiendo producirse anoxia. Además el nivel del agua puede crecer rápidamente provocando fuertes cambios de salinidad e inundaciones (Kjerfve & Magill 1989). Si está abierta se produce en cambio un gradiente de salinidad estable en aguas bien oxigenadas (Nichols & Allen 1981).

Aunque el ingreso de agua dulce es uno de los principales procesos que afectan a las lagunas, existen pocas revisiones sobre los impactos costeros asociados a los aportes de agua dulce (Sklar & Browder 1998). La drástica reducción de la descarga de agua dulce en la laguna Tancada (Delta del Ebro) provocó un cambio de la principal forma de nitrógeno, de amonio a nitrato, una disminución en la clorofila fitoplanctónica y una reducción del 60 al 10 % del área de la laguna cubierta por macrófitas, mientras las macroalgas se incrementaron 5 veces (Comín *et al.* 1991).

Aunque en algunos períodos pueden dominar los procesos de erosión, a largo plazo la mayoría de las lagunas son deposicionales (Postma 1981). La importación de materia orgánica es generalmente mayor a la exportación, por lo que gran parte termina almacenada en el fondo. Sin embargo, el amplio intercambio con los sistemas vecinos puede resultar en un flujo neto en cualquier dirección, dependiendo de las condiciones locales (Day & Yáñez Arancibia 1982). Recientemente, Bergamasco *et al.* (1998) demostraron que en algunas instancias, la producción primaria de la laguna de Venecia puede ser sostenida por macronutrientes provenientes del área costera del Adriático Norte.

Las lagunas cerradas en regiones húmedas se tornan dulces y evolucionan hacia un lago costero, bañado, estero y finalmente se colmatan (Barnes 1980). Esta evolución puede ocurrir en sólo algunas décadas (Kjerfve y Magill 1987). En la laguna Ebrie, menos del 10 % de los aportes fluviales de material particulado es evacuado al océano (Guiral 1992). En cambio, las aguas del golfo de California introducen materia orgánica particulada en la laguna de Concepción en febrero, mientras en octubre sucede lo inverso (Lopez & Lizarraga 1997).

ECOLOGIA

Entre las diferentes interpretaciones ecológicas de las lagunas (Krumbein 1981), se ha señalado que son altamente productivas, ecológicamente complejas, inestables y con numerosas fronteras. Las fronteras pueden ser externas (mar, ríos, tierra, atmósfera) o internas (sedimento, salinidad, humedales) y establecen la formación de gradientes. Estos generan muchos hábitats, lo que a su vez les confiere estabilidad ecológica (Day & Yáñez Arancibia 1982). El mayor subsidio a estos sistemas son los materiales aportados por las aguas continentales, que si es excesivo puede provocar eutrofización. En cambio, la pérdida de material hacia el mar previene la eutrofización.

Las altas exigencias ambientales determinan una baja diversidad en cualquier lugar, pero la pronunciada zonación o la sustitución estacional de especies resulta en una alta diversidad geográfica o total (Odum 1972). Muchas lagunas tienen períodos estables interrumpidos por fuertes lavados con un agua diferente, que produce estrés y desorden (Lasserre 1981).

Las lagunas suelen ser ricas en nutrientes debido al aporte de los ríos y a una alta tasa de reciclaje desde los sedimentos. La disponibilidad de luz en el fondo y los nutrientes soportan una alta producción del fitobentos, macrófitas sumersas, macroalgas y/o fitoplancton (Lasserre 1979, UNESCO 1981). Sin embargo, debido a la poca profundidad y alta turbidez, el fitoplancton contribuye menos que las demás comunidades a la producción primaria (Day & Yáñez Arancibia 1982). Odum (1972) da tres razones para explicar esta alta producción: 1) son trampa de nutrientes, 2) distintos tipos de productores se suceden durante todo el año y 3) las mareas acercan alimentos y nutrientes a la vez que alejan los desechos.

Según Barnes (1980), el fitoplancton es rico y diverso, no así el zooplancton, y ambos suelen enriquecerse por la resuspensión béntica. Como el zooplancton es escaso, el fitoplancton está disponible para el bentos. La resuspensión experimental en mesocosmos (Sloth *et al.* 1996) aumentó un 28% la clorofila *a* del agua. La producción primaria pelágica no fue afectada, pero sí la béntica debido principalmente a la turbidez ya que sólo 2% de la clorofila béntica pasó a la columna de agua.

Para algunos autores el bentos lagunar es diferente al costero y al estuarino (UNESCO 1981). Sin embargo, para Barnes (1994) no existiría una fauna lagunar propia, sino especies dulceacuícolas o estuarinas de condiciones amareales que sólo se dan en las lagunas (Day *et al.* 1989). La distribución del zoobentos en el estanque de Thau (Francia) muestra que el sistema lagunar está organizado según el confinamiento, que depende de la tasa de intercambio con el mar (Guelorget *et al.* 1994).

En general las lagunas son importantes áreas de migración estacional por la apertura de la barra y los pulsos de abundancia de alimento (UNESCO 1981). Las poblaciones lagunares suelen mantenerse debajo de la capacidad de carga de su hábitat, y los procesos denso-dependientes no serían críticos en la estructuración de las comunidades (Barnes 1994).

El macrozoobentos suele estar dominado por anélidos, crustáceos y moluscos. Los insectos pueden dominar a salinidades menores a 10 ‰ (Barnes 1980) y los quironómidos suelen hacerlo en la zona oligohalina (Day *et al.* 1989). Los anélidos, anfípodos y ostrácodos son sedimentívoros propios de aguas lentas y sedimentos finos de áreas protegidas. Los moluscos y crustáceos filtradores dominan en aguas de alta corriente y fondos de arena y limo. La epifauna, conformada por organismos sésiles, gregarios y suspensívoros, suele estar más

limitada por espacio que por alimento, mientras la macroinfauna está dominada en número y biomasa por poliquetos y bivalvos (Day *et al.* 1989).

Si bien el bentos tolera una gran variabilidad ambiental sin variar su composición, las poblaciones pueden sufrir oscilaciones al cambiar las tasas de crecimiento y los ciclos de vida. Los eventos catastróficos como grandes tormentas pueden producir mortandades debido al depósito de sedimentos o a prolongados cambios de salinidad, oxígeno o temperatura (Barnes 1994).

CONTAMINACION

Estos sistemas son muy vulnerables a la contaminación, debido a que su eutrofización natural no resiste ingresos adicionales de nutrientes, y así como son trampa de éstos, lo son de contaminantes. Los niveles tróficos superiores dependen de pocos consumidores primarios, y los organismos, que ya viven cerca de su límite de tolerancia, no soportarían un estrés mayor (Day & Yáñez Arancibia 1982).

Los sistemas costeros someros exhiben signos de eutrofización antropogénica en muchas partes del mundo. La respuesta general, observada tanto en trabajos de campo como en experimentos realizados en mesocosmos, es un cambio de las comunidades dominadas por macrófitas a otras dominadas por algas oportunistas (McClelland & Valiela 1998, Kinney & Roman 1998).

Short & Burdick (1996) relacionaron en una bahía el rápido declinamiento de *Zostera marina* con el grado de desarrollo urbano y la carga de nitrógeno asociada. Mediante la adición excesiva de nitrógeno en mesocosmos, estimularon la proliferación de competidores algales (epífitas, macroalgas, y fitoplancton) que ensombrecían a las macrófitas. Tanto los nutrientes como el efecto sombra afectaron significativamente a *Zostera marina*, pero la falta de interacción significativa entre ambos factores sugiere que el efecto negativo de las algas se da principalmente por la reducción de la luz (Short *et al.* 1995).

Istvánovics *et al.* (1986), Oviatt *et al.* (1995), Taylor *et al.* (1995a) y Schiewer (1997) también señalan que la eutrofización inducida provoca el crecimiento del fitoplancton y la consiguiente declinación de macrófitas sumersas debida a una limitación por luz. Estos resultados no coinciden con los de Burkholder *et al.* (1992), Fong *et al.* (1993) y Neckles *et al.* (1993) para quienes los nutrientes aumentaron la biomasa de macroalgas bentónicas pero tuvieron poco impacto en el fitoplancton, tal vez porque sus sistemas experimentales eran más someros. La generación de diferentes respuestas con los mismos nutrientes, indican la participación de otros factores como la carga, la relación N:P, la profundidad, las tasas de circulación del agua, y si la aplicación de los nutrientes es al agua o a los sedimentos (Taylor *et al.* 1995b).

En un cuerpo somero eutrofizado, conectado al mar Báltico, se registraron tras una reducción masiva de macrófitas, cambios conducentes a una mayor importancia de la trama trófica microbiana (Schiewer 1998). Asimismo, la eutrofizada laguna San Jose Manialtepec (México), es considerada por Contreras & Garcia-Nagaya (1991) un sistema heterotrófico, donde la red trófica se inicia con la descomposición de la materia orgánica en los sedimentos, y toda la producción primaria es consumida *in situ*.

Aunque desde principios de siglo se relaciona el aporte de nutrientes con la productividad de niveles tróficos superiores, las investigaciones realizadas sugieren que la adición de nutrientes produce un modesto incremento de la producción primaria, la mayor parte de la cual es rápidamente consumida, presumiblemente por microheterótrofos. Sólo una pequeña fracción de los nutrientes agregados aparece como incremento de la producción de los niveles tróficos superiores (Nixon *et al.* 1986).

Asimismo, Richards *et al.* (1993) sostienen que los efectos directos de los nutrientes en el macrobentos fluvial son difíciles de determinar. Si bien el amonio puede tener efectos tóxicos directos, los otros compuestos de N y P tendrían una influencia más indirecta a través de la productividad primaria.

Tras agregar N y P en mesocosmos, Widbom & Frithsen (1995) encontraron que la biomasa fitoplanctónica aumentada 12 veces, provocó una acumulación de fitodetritus fresco. Consecuentemente se incrementaron la abundancia y biomasa de dos poliquetos y una anémona, pero no del resto de la fauna. Sin embargo, al menos 75% de este carbono estaba disponible para los sedimentívoros, sugiriendo que otros factores como la competencia por espacio, limitaban la respuesta de estas otras especies al aumento de alimento.

Blumenshine *et al.* (1997) encontraron en mesocosmos enriquecidos un aumento de la clorofila *a* del fitoplancton, así como de la biomasa zooplanctónica en las primeras semanas, y de la densidad y emergencia del zoobentos. Esto, junto a un cambio en la composición del zoobentos, sugiere que los nutrientes añadidos fueron rápidamente convertidos en biomasa béntica, reduciendo la respuesta pelágica al enriquecimiento.

Por el contrario, Galindo *et al.* (1997) concluyen que la contaminación municipal y agrícola de la laguna Huizache-Caimanero (México) es una causa importante en la disminución de su producción ictícola y camaronera.

Dependiendo de la cantidad de materia orgánica que llega a los sedimentos, se pasaría por tres estadios sucesivos en el zoobentos: a) leve aumento en biomasa sin cambios importantes en la composición específica, b) fuerte aumento en biomasa y reemplazo de especies "normales" por oportunistas, y c) desaparición de especies animales bénticas. En estudios de campo, los aumentos de biomasa béntica y cambios en la composición específica atribuidos a eutrofización, han sido documentados en pocos casos. Los estudios en mesocosmos muestran respuestas más rápidas pero a veces incoherentes, a la adición experimental de nutrientes (Heip 1995).

LAGUNAS COSTERAS DE URUGUAY

Uruguay presenta más de una decena de lagunas costeras, principalmente a lo largo de sus 220 km de costa atlántica, y la parte contigua del Río de la Plata. Algunas de ellas están directamente conectadas al mar por una boca abierta en una angosta barra arenosa (Rocha, Garzón, José Ignacio). Otras lo están indirectamente, mediante cursos de agua (Merín, Negra, Castillos, Sauce). En general, su tamaño y profundidad decrecen de Este a Oeste. Ocupan ambientes cerrados por barreras arenosas durante el Pleistoceno, y separadas del mar durante el último descenso glacial, antes que se agregara una barrera exterior holocénica (López Laborde 1993, Conde & Sommaruga 1999).

Las mayores de estas lagunas forman parte de los humedales del Este, declarados Reserva de la Biósfera por MaB-UNESCO en 1976, debido a su importancia biológica, científica, económica y cultural. El desarrollo turístico de la costa atlántica uruguaya puede llegar a afectar seriamente estos sistemas, como viene sucediendo en muchas partes del mundo. Uno de los principales problemas en las lagunas costeras proviene de su contaminación orgánica por residuos domésticos. Este tipo de contaminación suele ser el más frecuente y de efectos más inmediatos y graves para la biota y el uso recreacional de los sistemas. Los riesgos, así como las medidas de prevención más adecuadas, sólo pueden ser anticipados si se conocen cabalmente las características ecológicas de las lagunas y sus cuencas de drenaje.

LAGUNA DE ROCHA

De todas las lagunas uruguayas, la de Rocha es la más amenazada debido al mayor grado de urbanización de su cuenca y fácil acceso. Actualmente su uso principal es la pesca artesanal, actividad que no llega a interferir con otros usos como el recreativo y la conservación de recursos naturales. Sin embargo, un aumento en la presión de la explotación, favorecido por ejemplo por mejores accesos al lugar, puede disminuir los beneficios estéticos y conservacionistas del lugar. Otra actividad importante y en aumento es el turismo, que de no ser cuidadosamente planificado, puede afectar los demás usos de la laguna. Estudios previos (Pintos *et al.* 1991) han sugerido indicios

de contaminación orgánica al norte de la laguna y en su principal afluente, el arroyo Rocha, seguramente aportada por las aguas municipales y otros residuos de la ciudad de Rocha.

Los trabajos de investigación realizados en la laguna se refieren al sedimento (Ayup 1983a y 1983b, Sommaruga & Conde 1990), bacterias (Sommaruga 1989), foraminíferos (Corbellini 1983), algas (Conde *et al.* en prensa) y química del agua y zoobentos (Sommaruga & Pintos 1991, Pintos *et al.* 1991, Cardezo 1989 y Jorcín 1989).

La laguna de Rocha (34° 33' - 34° 41' S y 54° 02' - 54° 22' W) ocupa 72 km² y su profundidad máxima es de 1.4 m. Se comunica periódicamente con el océano, debido a la apertura natural o artificial de la barra arenosa. Por su poca profundidad y los fuertes vientos, no se forman gradientes verticales de salinidad ni temperatura, y el oxígeno disuelto es siempre abundante, tanto en la superficie como en el fondo.

El sedimento varía de arenoso al sur y centro, a limoso al norte. El contenido de materia orgánica es bajo (5%), aumentando al N cerca de los principales afluentes y bañados circundantes (Sommaruga & Conde 1990). Entre los nutrientes, predomina el nitrato, aunque en el arroyo Rocha es alta la concentración de amonio, probablemente debido a contaminación orgánica. La concentración de fosfato es baja, y podría ser un factor limitante de la producción primaria (Pintos *et al.* 1991).

Recibe tres afluentes por el norte, entre los que destaca el arroyo Rocha proveniente de la ciudad homónima. La mezcla de aguas y consiguiente gradiente salino (0.5 - 30 ‰) condicionan el establecimiento de diferentes organismos. Entre estos destacan por su interés económico, el berberecho de río *Erodona mactroides*, el camarón *Penaeus paulensis*, el cangrejo azul o sirí *Callinectes sapidus*, la corvina *Micropogonias furnieri*, la corvina negra *Pogonias chromis*, la lisa *Mugil spp.*, el lenguado *Paralichthys brasiliensis* y la lacha *Brevoortia spp.*

El zoobentos de la laguna de Rocha fue estudiado por Cardezo (1989). Dominan los crustáceos (40%), principalmente ostrácodos; seguidos por los moluscos (35%), en particular el gasterópodo *Heleobia australis* y el bivalvo *E. mactroides*, y finalmente los poliquetos (25 %) dominados por *Nephtys fluviatilis*.

El desarrollo turístico del puerto La Paloma, próximo a la barra, y otros balnearios de la costa atlántica podría inducir a un desarrollo de la cercana ciudad de Rocha, así como a alteraciones en la comunicación oceánica por obras de infraestructura sobre la barra. Como consecuencia son de esperar entre otros efectos: 1) un incremento de los aportes del arroyo Rocha, 2) una disminución de la influencia oceánica, tanto en factores abióticos como bióticos, 3) un aporte de partículas inorgánicas por las obras de edificación y vialidad, 4) contaminantes que resultan de las mismas actividades recreativas y 5) una destrucción directa de las reservas naturales.

Los objetivos generales de esta tesis son el anticipar las principales respuestas del ecosistema Laguna de Rocha a los impactos más probables de un desarrollo turístico de la región, así como el proporcionar una base de conocimientos científicos para el manejo y explotación racional de los recursos naturales involucrados. En particular se persigue determinar los efectos de la eutrofización en la comunidad bentónica, en cuanto a su composición específica, abundancia y diversidad. La hipótesis es que un aumento de la eutrofización cultural en la laguna de Rocha provoca cambios en la comunidad bentónica, que a su vez repercuten en todo el ecosistema. La metodología escogida consiste en el desarrollo y utilización de mesocosmos o limnocorrales, para su fertilización con nitrógeno y fósforo.

El estudio se concentra en la parte Norte de la laguna, donde la influencia del océano es menor, y la del agua dulce es máxima. El papel que juegan los tres principales afluentes, su calidad de agua y posible impacto en la laguna es tratado en el capítulo 1. El capítulo 2 está dedicado a los aspectos físicos, principalmente meteorológicos e hidrológicos que dominan el sistema, así como a la variación de las propiedades físicas y químicas del agua a lo largo del período de estudio, entre setiembre de 1993 y junio de 1995 en el sitio donde se instalaron los limnocorrales. En el capítulo 3 se da cuenta del diseño y desempeño de los diferentes tipos de limnocorrales ensayados, mientras que su evaluación es analizada en los capítulos 4, 5 y 6. Finalmente, el capítulo 7 comunica los resultados del experimento de fertilización llevado a cabo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayala Castañares A & FB Phleger. 1969. Lagunas Costeras. Un Simposio. UNAM - UNESCO.
- Ayup R. 1983a. Particularidades de la apertura de la barrera litoral de la Laguna de Rocha. Causas que la favorecen y aportes sedimentarios al litoral costero oceánico uruguayo. Res. Com. Jorn. C. Nat., Montevideo 3: 85-86.
- Ayup R. 1983b. Aspectos deposicionales y sedimentación de la Laguna de Rocha. Res. Com. Jorn. C. Nat., Montevideo 3: 16.
- Barnes RSK. 1980. Coastal lagoons. Cambridge University Press. Cambridge: 106 p.
- Barnes RSK. 1994. Macrofaunal Community Structure and Life Histories in Coastal Lagoons. In Kjerfve B. (ed.) Coastal lagoon processes. Elsevier, Amsterdam: 311-362
- Bergamasco A, S Carniel, R Pastres, G Pecelik. 1998. A unified approach to the modelling of the Venice lagoon Adriatic sea ecosystem. Estuarine Coastal and Shelf Science, 46, (4): 483-492
- Bird ECF. 1994. Physical setting and geomorphology of coastal lagoons. In Kjerfve B. (ed.) Coastal lagoon processes. Elsevier, Amsterdam: 9-39
- Blumenshine SC, Y Vadeboncoeur, DM Lodge, KL Cottingham & SE Knight. 1997. Benthic-pelagic links: Responses of benthos to water-column nutrient enrichment. J.-N.-AM.-BENTHOL.-SOC. 16: 466-479
- Burkholder JM, KM Mason & HB Glasgow. 1992. Water column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina*: evidence from seasonal mesocosm experiments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 81: 163-178
- Cameron WM & DW Pritchard. 1963. Estuaries. In MN. Hill (ed.) The Sea. Wiley, N.Y.: 306 -324
- Cardezo MJ. 1989. Caracterización de la fauna macrobentónica de la Laguna de Rocha (Uruguay). Tesis de Licenciatura. Facultad de Humanidades y Ciencias, Montevideo: 95 p.
- Comín FA, M Menendez, M Martin. 1991. Short-term effects of decreasing water discharge on the chemical and biological characteristics of eutrophic coastal lagoons. MEM. IST. ITAL. IDROBIOL. 48: 9-22
- Conde D & R Sommaruga. 1999. A Review of the State of Limnology in Uruguay. En Wetzel RG & B Gopal (eds.) Limnology in Developing Countries 2. SIL-ISP. Nueva Delhi: 1-31
- Conde D, S Bonilla, L Aubriot, R de León & W Pintos. (en prensa). Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. Hydrobiologia
- Contreras FE & A García-Nagaya. 1991. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en la Laguna San Jose Manialtepec, Oaxaca, Mexico. HIDROBIOLOGICA-IZTAPALAPA 1 (1): 65-72
- Corbellini L. 1983. Contribución al conocimiento de la fauna bentónica de la Laguna de Rocha (ROU). Tesis de Licenciatura. Facultad de Humanidades y Ciencias, Montevideo: 111 p.
- Cronin LE. 1975. Estuarine Research. Academic Press, N.Y., etc.: 738
- Day JW & A Yáñez Arancibia. 1982. Coastal Lagoons and Estuaries, Ecosystem Approach. Ciencia Interamericana 22 (1 - 2): 11 - 26
- Day JW, CAS Hall, WM Kemp & A Yáñez Arancibia. 1989. Estuarine Ecology. Wiley, N.Y.: 558
- Fong P, JB Zedler & RH Donohoe. 1993. Nitrogen versus phosphorus limitation of algal biomass of shallow coastal lagoons. Limnol. Oceanogr. 38: 906-923
- Galindo RJG, JMA Medina, LC Villagrana & CL Ibarra. 1997. Environmental and pollution condition of the Huizache-Caimanero Lagoon, in the north-west of Mexico. Marine Pollution Bulletin 34 (12): 1072-1077
- Groen P. 1969. Physical hydrology of coastal lagoons. In Ayala Castañares, A. & FB. Phleger (eds.) Lagunas Costeras. Un Simposio. UNAM - UNESCO: 275 - 280
- Guelorget O, JP Perthuisot, N Lamy & A Lefebvre. 1994. Structure et organisation de l'étang de Thau d'après la faune benthique (macrofaune, méiofaune). Relations avec le confinement. *Océanologica Acta*. 17 (1): 105-114
- Guiral D. 1992. L'instabilité physique, facteur d'organisation et de structuration d'un écosystème tropical saumâtre peu profond: La lagune Ebrie. VIE-MILIEU 42 (2): 73-92
- Heip C. 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. OPHÉLIA 41, pp. 113-136
- Hutchinson, GE. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1 Geography, Physics and Chemistry. Wiley, N.Y., etc.: 1015
- Istvánovics V, L Voros, S Heroek, LG Tóth & I Tátrai. 1986. Changes of phosphorus and nitrogen concentration and of phytoplankton in enriched lake enclosures. Limnol. Oceanogr. 31 (4): 798-811
- Jorcín A. 1989. Aspectos ecológicos y biológicos de *Erodona mactroides* (Mollusca: Bivalvia, Daudin 1801) en la Laguna de Rocha (Uruguay). Tesis de Licenciatura. Facultad de Humanidades y Ciencias, Montevideo: 99 p.
- Kinney EH & CT Roman. 1998. Response of primary producers to nutrient enrichment in a shallow estuary. Marine Ecology - Progress Series 163: 89-98
- Kjerfve B & KE Magill. 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. Marine Geology 88: 187 - 199
- Kjerfve, B. 1986. Comparative Oceanography of Coastal lagoons. In Wolfe, DA. Estuarine Variability. Academic Press, S. Diego: 63-81
- Kjerfve B. 1994. Coastal lagoons. In Kjerfve, B. (ed.) Coastal lagoon processes. Elsevier, Amsterdam: 1-8
- Krumbein WE. 1981. In UNESCO Coastal lagoon research, present and future. Tech. papers in Mar. Sci. 33: 97-109
- Lasserre P. 1979. Coastal lagoons. Nature and Resources XV (4): 2 - 21

- Lasserre P. 1981. Biological Approach to Coastal Lagoons: Metabolism and Physiological Ecology. In UNESCO Coastal lagoon research, present and future. Tech. papers in Mar. Sci. 33: 315-323
- Lauff, GH. 1967. Estuaries. Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ. 83. Washington: 757
- López Laborde J. 1993. Los ambientes costeros del Uruguay. Estado actual de conocimientos geológicos y físicos. En: OEA. El Manejo de Ambientes y Recursos Costeros en América Latina y el Caribe. Vol. 2: 197-215.
- Lopez AM & IG Lizarraga. 1997. Daily variation of particulate organic matter in a coastal lagoon, Gulf of California. *Revista de Biología Tropical* 45 (4): 1421-1428
- Martin L & JML Domínguez. 1994. Geological History of Coastal Lagoons. In Kjerfve, B. (ed.) Coastal lagoon processes. Elsevier, Amsterdam: 41-68
- McClelland JW & I Valiela. 1998. Changes in food web structure under the influence of increased anthropogenic nitrogen inputs to estuaries. *Marine Ecology - Progress Series* 168: 259-271
- Neckles HA, RL Wetzel & RJ Orth. 1993. Relative effects of nutrient enrichment and grazing on epiphytes-macrophyte (*Zostera marina* L) dynamics. *Oecologia* 93: 285-295
- Nichols M & G Allen. 1981. Sedimentary processes in Coastal Lagoons. In UNESCO Coastal lagoon research, present and future. Tech. papers in mar. sci. 33: 27 – 80
- Nixon SW, CA Oviatt, J Frithsen & B Sullivan. 1986. Nutrients and the productivity of estuarine and coastal marine ecosystems. *J.-LIMNOL.-SOC.-SOUTH.-AFR.* 12 (1-2): 43-71
- Odum EP. 1972. *Ecología*. Interamericana, México, etc.: 639
- Oviatt C, P Doering, B Nowicki, L Reed, J Cole & J Frithsen. 1995. An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 116: 171-179
- Phleger FB. 1969. Some general features of coastal lagoons. In Ayala Castañares, A. & FB. Phleger. (eds.) *Lagunas Costeras*. Un Simposio. UNAM - UNESCO: 5 – 26
- Pintos W, D Conde, R de León, MJ Cardezo, A Jorcín & R Sommaruga. 1991. Some limnological characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). *Rev. Brasil. Biol.* 51 (1): 79-84.
- Postma H. 1969. Chemistry of coastal lagoons. In Ayala Castañares, A. & F.B. Phleger. (eds.) *Lagunas Costeras*. Un Simposio. UNAM - UNESCO: 421 – 430
- Richards C, GE Host & JW Arthur. 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology* 29: 285 - 294
- Schiewer U. 1997. Design, experiences and selected results of meso- and microcosm experiments in shallow coastal waters 1981/95. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 5: 37-51
- Schiewer U. 1998. 30 years' eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. *Hydrobiologia* 363: 73-79
- Short FT & DM Burdick. 1996. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *ESTUARIES* 19, no. 3, pp. 730-739
- Short FT, DM Burdick & JE Kaldy. 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *LIMNOL.-OCEANOGR.* 40, no. 4, pp. 740-749
- Sklar FH & JA Browder. 1998. Coastal environmental impacts brought about by alterations to freshwater flow in the Gulf of Mexico. *Environmental Management* 22 (4): 547-562
- Sloth NP, B Riemann, LP Nielsen & TH Blackburn. 1996. Resilience of pelagic and benthic microbial communities to sediment resuspension in a coastal ecosystem, Knebel Vig, Denmark. *ESTUAR.-COAST.-SHELF-SCI.* 42 (4): 405-415
- Smith NP. 1994. Water, Salt and Heat Balance of Coastal Lagoons. In Kjerfve, B. (ed.) Coastal lagoon processes. Elsevier, Amsterdam: 69 – 101
- Sommaruga R. 1989. Comparación de medios de cultivo con salinidad controlada en la enumeración de bacterias heterotróficas en una laguna costera. *Rev. Biol. Trop.* 37 (2): 203-206.
- Sommaruga R & D Conde. 1990. Distribución de materia orgánica en los sedimentos recientes de la Laguna de Rocha (Rocha, Uruguay). *Atlántica* 12 (1): 35 - 44.
- Sommaruga R & W Pintos. 1991. Laguna de Rocha. En LBRI/ILEC (eds.) *Data Book of World Lake Environments. A Survey of the State of World Lakes*. ILEC/UNEP, SAM-9. Otsu: 7 pp.
- Taylor D; Nixon S; Granger S; Buckley B. 1995a. Nutrient limitation and the eutrophication of coastal lagoons. *MAR.-ECOL.-PROG.-SER.* 127: 235-244
- Taylor DI; Nixon SW; Granger SL; Buckley BA; McMahon JP; Lin HJ. 1995b. Responses of coastal lagoon plant communities to different forms of nutrient enrichment - a mesocosm experiment. *AQUAT.-BOT.* 52 : 19-34
- UNESCO. 1981. Coastal lagoon research, present and future. Tech. papers in mar. sci. 33 UNESCO, Paris: 348
- Wetzel RG. 1973. *Limnology*. Saunders, Philadelphia: 767
- Widbom B & JB Frithsen. 1995. Structuring factors in a marine soft bottom community during eutrophication - an experiment with radio-labelled phytodetritus. *OECOLOGIA* 101: 156-168
- Wiley M. (ed.) 1977. *Estuarine Processes*. Academic Press, N. Y.:
- Yáñez Arancibia A. 1987. Lagunas costeras y estuarios: Cronología, criterios y conceptos para una clasificación ecológica de sistemas costeros. Simposio sobre ecosistemas da costa sul e sudeste brasileira Vol. 3. *Academia de Ciencias do Estado de Sao Paulo*: 1 - 38

LAS CAUSAS NATURALES VERSUS LA CONTAMINACIÓN ORGANICA COMO FACTORES ESTRUCTURADORES DEL ZOOBENTOS EN TRES AFLUENTES DE UNA LAGUNA COSTERA

Rafael Arocena, Daniel Fabian & Juan Clemente

Sección Limnología, Facultad de Ciencias. Igub 4225, 11400-Montevideo, Uruguay

RESUMEN

De los tres principales afluentes de la laguna costera de Rocha, uno recibe el saneamiento de una pequeña ciudad, otro drena áreas suburbanas de la misma y el tercero recibe los efluentes de una fábrica procesadora de pescado. En cada arroyo se tomaron muestras estacionales en un sitio aguas arriba y otro aguas debajo de los vertidos, y un tercero cerca de la desembocadura en la laguna. Los oligoquetos dominaron el bentos en algunos sitios donde las diferencias significativas de oxígeno, fosfato y amonio, demostraban los efectos de la contaminación orgánica. Sin embargo, factores naturales, como la granulometría del sedimento y el gradiente salino, parecen ser más importantes que la contaminación para la composición del zoobentos en estos sistemas.

Palabras clave: ríos, salinidad, sedimento, contaminación orgánica, invertebrados, diversidad, Uruguay.

ABSTRACT

The three main tributaries of the coastal Laguna de Rocha receive the sewage of a small city, its suburban drainage, or the effluents from a fish industry. The streams were sampled seasonally at a control site upstream and at an impact site downstream from the inputs, and close to the discharge into the lagoon. Those sites, with significantly lower dissolved oxygen and higher phosphate and ammonia than the other sites, indicating the presence of pollution, were dominated by oligochaetes. However, natural factors like grain size and salinity gradient, seem to be more relevant than pollution in order to explain the community structure in these streams.

Key words: Streams, salinity, sediment, organic pollution, invertebrates, diversity, Uruguay

INTRODUCCION

La contaminación orgánica y la eutrofización son los problemas ambientales más frecuentes y graves de las lagunas costeras, en particular en países donde el tratamiento de los desechos domésticos suele ser insuficiente (Dudgeon, 1992). Este tipo de contaminación produce una reducción del número de taxa y un incremento de la abundancia de aquellos más tolerantes (Olive *et al.*, 1988; Moroz & Aleksandrova, 1993), lo que conduce a una disminución de la diversidad. Así, las comunidades bentónicas -a diferencia de los métodos químicos necesariamente instantáneos-, reflejan las condiciones del medio integrando extensos perio-

dos (Wilhm, 1975), gracias a su permanencia en el lugar, la diferente sensibilidad de sus especies y su papel central en los procesos de autodepuración (Bass & Harrel, 1981; Dauer *et al.*, 1993; Richards *et al.*, 1993). Thorne & Williams (1997) también destacan el menor costo y pocos requerimientos técnicos de su estudio, mientras que Rutt *et al.* (1993) lo recomiendan como método rápido y Yoder & Ramlun (1998) como el más apropiado para el estudio de la contaminación por fuentes difusas. Sin embargo, ambos enfoques son necesarios para establecer apropiadamente el riesgo ecológico de la contaminación orgánica (Camargo, 1994).

En general, la fauna bentónica de Uruguay y su relación con la calidad de agua es poco conocida

(Arocena, 1996; 1998; Chalar, 1994), por lo que cualquier intento de emplear bioindicadores debe incluir comparaciones con sitios de referencia (Thorne & Williams, 1997; Reynoldson *et al.*, 1997; Bailey *et al.*, 1998), o al menos una localidad de control (Green 1979) en cada sistema. Según Dauer *et al.* (1993), los dos grandes problemas para interpretar los datos de impacto ambiental son la identificación de estos sitios de control y la distinción entre las fuentes naturales de variación y aquellas debidas a la contaminación.

Las principales lagunas costeras de Uruguay han sido objeto de diversas declaraciones destinadas a su protección (ILEC-UNEP, 1991) debido a la importancia ecológica y económica de este tipo de sistemas (Lasserre, 1979; UNESCO, 1981) y su alta vulnerabilidad, ya señalada por

Odum (1972). Su biota, adaptada a las condiciones ambientales extremas imperantes en las lagunas (Day & Yafiez Arancibia, 1982), puede no ser capaz de resistir un impacto adicional.

La laguna de Rocha (34° 33'-41' S, 54° 02'-22' W) no presenta asentamientos urbanos ni industriales en sus márgenes, pero si hacen sus principales afluentes, por lo que en este trabajo se estudia la calidad de agua de los mismos, así como sus posibles aportes a la laguna. Si bien se han estudiado diversos aspectos de la laguna (Sommaruga & Conde, 1990; Pintos *et al.*, 1991; ILEC-UNEP, 1991; Jorcin, 1996), hasta el momento sus afluentes no habían sido investigados.

El objetivo de este trabajo es conocer la calidad de las aguas de los afluentes de la laguna Rocha, establecer cómo aquella afecta a sus comunidades bentónicas y constatar si los posibles cambios pueden afectar la calidad de las aguas de la laguna.

AREA DE ESTUDIO

La laguna de Rocha, de 72 km² de superficie y 0.5 m de profundidad media, se comunica de manera periódica con el océano Atlántico por medio de la apertura —natural o no— de su barra arenosa. Sus tres principales afluentes drenan el 65 % de su cuenca de 1312 km² (ILEC-UNEP, 1991), en general poco alterada por su baja actividad industrial y agrícola. Esta última ocupa un 5 % de la superficie y está mayormente (62 %) representada por pradera artificial. El arroyo Rocha (R) recibe las aguas domésticas de la ciudad de Rocha. El arroyo Las Conchas (C) drena también zonas urbanas y suburbanas, y el arroyo La Paloma (P) recibe las aguas residuales de una planta procesadora de pescado. Según Pintos *et al.* (1991), la alteración del sistema habría aumentado en los últimos años, principalmente en el arroyo Rocha debido a la red de saneamiento doméstico y a la tala de monte ripario.

En cada arroyo (R, C, P) se establecieron tres localidades de muestreo (Fig. 1): una de control (1) aguas arriba de los vertidos, y otra aguas abajo (2) para estudiar el impacto inmediato de

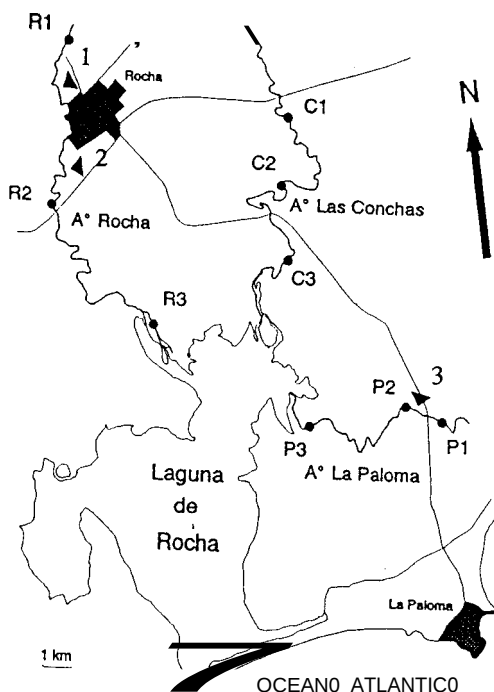


Figura 1. Laguna de Rocha con sus principales afluentes. Sitios de muestreo y principales vertidos de aguas residuales (1: saneamiento urbano, 2: matadero municipal, 3: fábrica de harina de pescado). Rocha Lagoon and its main afluentes. Sampling sites and main residual water inputs (1: urban sewage, 2: slaughterhouse, 3: fish flour factory).

los mismos (Charvet *et al.*, 1998). Una tercera localidad (3), próxima a la desembocadura en la laguna, además de indicar posibles procesos de autodepuración, nos permite estimar el aporte de materiales hacia Csta. Todas las localidades se localizan en la zona final y de muy baja pendiente ($<0.5 \text{ m km}^{-1}$) de cada arroyo, donde Cstos ya son de orden 5 (Arocena *et al.*, 1996).

En el arroyo Rocha de 68 km de largo, las localidades R1 y R2 (2 m prof. x 20 m ancho), están rodeadas por un denso monte ripario. R2 está aguas abajo del Matadero Municipal y del emisor del saneamiento urbano. En el arroyo Las Conchas de 25 km, C1 (1.5 x 10 m) está rodeada de pradera y no presenta asentamientos humanos en las proximidades. C2 (1.5 x 20 m) recibe la influencia de los suburbios de la ciudad no conectados a la red de saneamiento en una zona de tierras bajas e inundables, con hidrófitas emergentes. En el arroyo La Paloma de 20 km, P1 (2 x 20 m) tiene márgenes también bajos e inundables, con vegetación hidrófila al igual que P2 (2 x 10 m), ubicada aguas abajo de una fábrica procesadora de pescado. Los caudales estacionales variaron entre 1.9 y 16 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ en R2, 1.7 y 5.4 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ en C2, y 0 y 5.7 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ en P2 (Arocena *et al.*, 1996). Por último, las tres localidades situadas cerca de la laguna (R3, C3 y P3 de aproximadamente 3 m de profundidad y 80, 50 y 40 m de ancho respectivamente), están rodeadas de pradera inundable, con juncos (*Schoenoplectus*) en sus orillas.

MATERIAL Y METODOS

Se hicieron muestreos estacionales en febrero, mayo, agosto y noviembre de 1995. Se midió temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad del agua con electrodos de campo, y se tomaron muestras de agua para análisis de amonio y fosfato (APHA, 1985).

Se tomaron diez réplicas de sedimento para estudio del bentos, otra para materia orgánica, nitrógeno y fósforo total; y en mayo y agosto otra más para granulometría. Las muestras fueron obtenidas con Kajak-corer de 6 cm de diámetro,

en puntos aleatorios evitando las orillas, de modo que en todas las estaciones del año se muestre el mismo lugar, siempre bajo agua cualquiera fueran las condiciones hidrológicas.

La granulometría del sedimento se determinó por tamizado seco y su contenido de materia orgánica por diferencia de peso tras ignición a 450°C durante 2 horas (Håkanson y Jansson, 1983). El N y P total en el sedimento se determinó según Valderrama (1981).

Las muestras de bentos se lavaron sobre tamiz de 500 μm de malla y conservaron con alcohol 95 %. Los especímenes, separados mediante resuspensión salina (Brandimarte & Anaya, 1995) y posterior observación de la muestra de sedimento bajo lupa, se conservaron en alcohol 70 % hasta su determinación taxonómica a nivel de especie, o de género en el caso de los insectos. Los escasos tricópteros no pudieron ser identificados. Aunque no se determinó la especie de todos los taxones, igualmente se aplicó el índice de diversidad de Shannon-Wiener, la uniformidad de Pielou, el índice de dominancia de Simpson y la riqueza taxonómica según Magurran (1988). Estos índices son válidos para comparar muestras siempre que se empleen los mismos niveles taxonómicos en todas ellas (Bournaud & Keck, 1980).

Las variables químicas del agua y del sedimento se compararon mediante análisis de varianza univariado (ANOVA) y multivariado (MANOVA) de 2 vías en bloques sin réplicas, y mínima diferencia significativa (MDS), mientras que la granulometría se comparó mediante una prueba no paramétrica (Bishop, 1983). Los datos de abundancia del zoobentos, transformados a $\log(x + 1)$ y la diversidad por muestra se compararon mediante ANOVA de 2 vías (Snedecor y Cochran, 1981) entre localidades y estaciones del año.

La clasificación de las localidades en base a la fauna se realizó según: 1) la discordancia porcentual con datos de presencia/ausencia. Esta distancia es la proporción de organismos diferentes entre dos muestras con respecto al total de organismos en ambas muestras. 2) la distancia euclídea de los datos transformados a $\log(x + 1)$ de

abundancia absoluta. 3) la distancia euclídea de 10s porcentajes. Las localidades se agruparon por el método UPGMA, mediante el programa STATISTICA 4.2 (StatSoft Inc. 1993).

RESULTADOS

Factores abióticos

Las seis variables físico-químicas en conjunto difirieron entre sitios y fechas (Tabla 1), pero sólo la temperatura (9.5 - 25.0 °C), como era de esperar, y el pH (5.8 - 8.0) variaron significativamente en el tiempo por sí mismas. El pH fue menor en las aguas más cálidas de febrero y noviembre (MDS $p < 0.05$) con valores levemente ácidos en verano en P1 y P2. En el resto de las muestras estuvo próximo a la neutralidad y fue menos variable.

El amonio y el fosfato, aunque muy variables en el tiempo, sólo difirieron entre sitios debido a su mayor concentración en P2 que en el resto (MDS $p < 0.05$). El oxígeno fue menor en las localidades supuestamente sujetas a cierto impacto (las segundas de cada arroyo) que en las otras tomadas en conjunto. La conductividad alcanzó

en las localidades cercanas a las desembocaduras, valores más de un orden de magnitud mayor que aguas arriba (MDS $p < 0.05$) pero además La Paloma presentó un promedio mayor que 10s otros dos arroyos (MDS $p < 0.05$), de modo que las máximas conductividades se registraron en P3, donde siempre excepto en noviembre se superaron los 10 mS cm⁻¹ (Tabla 1)

La distribución granulométrica del sedimento fue similar en las muestras tomadas en mayo y en agosto, por lo que se presentan los promedios de ambos resultados en la Tabla 2. En todas las localidades la arena fue la fracción dominante (69 - 96 %), seguida en La Paloma por limo y en 10s otros dos arroyos por grava.

El tamaño de grano y el porcentaje de grava fueron significativamente menores en La Paloma que en 10s otros dos arroyos ($p < 0.001$), pero no se observaron diferencias entre las localidades dentro de cada arroyo. La selección del tamaño de grano varió de pobre a muy pobre según la clasificación de Folk & Ward (Håkanson & Jansson, 1983), lo que significa que concurren muchos tamaños de grano diferentes. No se observaron diferencias de este parámetro entre arroyos ni dentro de los mismos.

Tabla 1. Promedios anuales y coeficientes de variación (%) de temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad (Cond.), NH₄ y PO₄ del agua en 10s nueve sitios de muestreo. *Valores significativamente diferentes según Mínima Diferencia Significativa ($p < 0.05$). Abajo: resultados (p) de 10s ANOVA y MANOVA entre las 4 fechas, 9 sitios y 3 arroyos. *Annual mean and variation coefficients (%) of temperature (T), dissolved oxygen (OD), pH, conductivity (Cond.), NH₄ and PO₄ in water at nine sampling sites. *Significantly different values after Less Significant Difference ($p < 0.05$). Down: Results (p) of ANOVA and MANOVA between 4 dates, 9 sampling sites and 3 streams.*

	T (°C)		OD (ppm)		PH		Cond. (Wcm)		NH ₄ (MA)		PO ₄ (pgn)	
		%		%		%		%		%		%
R1	17.9	17	8.4	2	7.3	3	149	22	42	65	25	60
R2	17.4	23	6.8*	11	7.3	2	168	85	161	40	53	49
R3	19.1	23	7.8	36	6.6	68	1940"	66	134	44	71	17
C1	16.4	26	7.9	20	7.3	6	322	48	46	59	34	47
C2	17.9	24	5.5*	23	7.1	4	319	44	50	65	50	18
C3	18.9	28	7.0	9	7.4	6	4708"	28	62	96	37	20
P1	18.2	30	5.4	36	6.9	11	739	62	248	51	11s	60
P2	18.3	31	4.8"	24	6.9	10	1267	61	945*	42	223"	71
P3	17.6	34	8.4	4	7.7	3	8938*	48	167	80	56	43
Fuente de variación							ANOVA			MANOVA		
fechas		.0000*		.0535		.0001*	.0817	.0771	.2637		.0000*	
sitios		.6770		.0120*		.1038	.0000*	.0000*	.0094*		.0000*	
arroyos		.9710		.1849		.7477	.0276*	.0013*	.0121*		.3042	

Tabla 2. Parámetros granulométricos, fracciones del sedimento (promedios de mayo y agosto) y promedios anuales del contenido de materia orgánica (MO), N y P en pg g⁻¹ de peso seco. *Valores significativamente diferentes al resto según prueba no paramétrica ($p < 0.001$). **Valores significativamente diferentes al resto según Mínima Diferencia Significativa ($p < 0.05$). Granulométricos (promedios de mayo y agosto) y promedios anuales de contenido de materia orgánica (MO), N y P en pg g⁻¹ de peso seco. *Valores significativamente diferentes al resto después de una prueba no paramétrica ($p < 0.001$). **Valores significativamente diferentes al resto según Mínima Diferencia Significativa ($p < 0.05$).

	Mediana @	Selección @	Grava %	Arena %	Fango %	MO %	N Pp/g	P
R1	0.4	1.9	3.8	96.0	0.2	0.40	83	10
R2	-0.5	2.6	21.5	78.3	0.3	2.49	223	66
R3	-0.9	2.4	22.5	77.4	0.0	0.22	99	9
c 1	-0.3	3.2	30.9	66.5	2.7	4.16	643	128
c 2	-1.1	2.8	18.8	77.1	4.1	1.31	206	42
c 3	-.4	2.0	19.1	80.8	0.1	1.38	354	46
P1	2.2"	2.1	1.5*	82.4	16.1*	3.46	620	47
P2	2.9*	2.1	0.5*	68.7	31.3*	1.94	428	47
P3	2.3*	2.7	0.7*	76.7	22.6"	7.52**	927	204

Las tres variables químicas analizadas en el sedimento (Tabla 2) mostraron en conjunto diferencias entre fechas (MANOVA, $p < 0.02$) debidas a la materia orgánica ($p < 0.04$) mayor en febrero y al nitrógeno ($p < 0.003$) mayor en noviembre. Las diferencias entre arroyos ($p < 0.004$) fueron debidas sólo al contenido de materia orgánica ($p < 0.0003$) generalmente mayor en La Paloma (MDS, $p < 0.05$) con los máximos siempre en P3 (9.6 % en febrero). Los mayores contenidos de nitrógeno también se encontraron en La Paloma, particularmente en P3, y en noviembre. El fósforo en cambio no varió significativamente entre los arroyos, fechas o localidades ($p > 0.1$).

Fauna

Los organismos más frecuentes, abundantes y diversos fueron los quironómidos (Tabla 3), seguidos por otros artrópodos en las localidades de control R1, C1 y P1, así como en C2, y por abundantes oligoquetos en R2 (36 %) y P2 (42 %).

Los oligoquetos, mayoritariamente tubífidos, estuvieron presentes en todas las localidades excepto en R1. Los efemerópteros abundaron en R1 y C2, y prácticamente faltaron en La Paloma. Los coleópteros fueron más abundantes en R1 y P1, aunque también estuvieron bien representados en C2, mientras que los tricópteros sólo se

encontraron en las tres localidades de Las Conchas. Ocasionalmente también se observaron gasterópodos, hirudíneos, nematodos e hidracaridos en las zonas de estudio, aunque no se encontraron representados en las muestras.

Las comunidades difieren más dentro de cada arroyo que entre arroyos (Fig. 2). Las localidades cercanas a las desembocaduras presentaron una fauna similar, dominada en R3 y C3 por tanáida-ceos, y en P3 por pelecipodos. Los poliquetos registraron porcentajes similares en estas tres localidades y también estuvieron presentes en R2. También se registraron porcentajes bajos de pelecipodos en R2 y P2, y de tanáida-ceos en P2.

La abundancia total del zoobentos (Fig. 3) varió desde 318 m⁻² en P2 y P3 en mayo a 6775 m⁻² en C2 en noviembre (ANOVA $p < 0.04$). En cuanto a su variación temporal, sólo fue significativamente mayor en febrero que en mayo, y espacialmente, en C2 que en P3 (Tukey $p < 0.05$). Las tres localidades del Arroyo Rocha y P2 presentaron valores máximos en el verano austral (febrero).

La mayor abundancia de quironómidos (Fig. 4) ocurrió en primavera (noviembre) en C2 y P2, y en verano en R1, debido a los géneros *Polypedilum*, *Chironomus* y *Tanytarsus* respectivamente. Los oligoquetos presentaron sus máximas abundancias, debido principalmente al género *Aulodrilus* con 1380 ind m⁻² en R2 y 2476 en P2

Tabla 3. Promedios anuales de densidad por taxon (m-2) y de otros descriptores de la comunidad del macrozoobentos en 10s nueve sitios de muestreo. *Annual means of density per taxon (m-2) and of other macrozoobenthos community descriptors at nine sampling sites.*

	RI	R2	R3	CI	c 2	c 3	PI	P2	P3
OLIGOQUETOS									
<i>Dero(Dero)</i>	0	18	9	27	0	0	0	71	0
<i>Aulodrilus</i>	0	345	9	13	71	35	18	663	27
POLIQUETOS									
<i>Nephtys jluiatilis</i>	0	0	62	0	0	52	0	0	62
<i>Heteromastus similis</i>	0	27	9	0	0	53	0	0	0
<i>Laeonereis culveri</i>	0	0	116	0	0	111	0	0	18
PELECIPODOS									
<i>Erodona mactroides</i>	0	13	145	0	0	287	0	115	294
CRUSTACEOS									
<i>Tanais stanfordi</i> (Tanaidaceos)	0	0	750	0	0	347	0	9	57
<i>Diesjuminensis</i> (Is6podos)	0	18	27	0	0	88	0	0	0
<i>Melita mangrovi</i> (Anfipodos)	0	0	0	0	0	27	0	0	0
<i>Cyrrrograpsus angulatus</i> (Decapodos)	9	0	18	9	0	18	0	0	9
QUIRONOMIDOS									
Tanypodinae									
<i>Ablabesmyia</i>	18	0	0	0	13	0	9	0	0
<i>Coelotanypus</i>	0	0	0	9	0	0	18	9	0
<i>Djalmabatista</i>	96	180	0	129	618	18	0	0	0
<i>Larsia</i>	124	9	0	9	0	0	0	9	0
<i>Paramerina</i>	0	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Procladius</i>	0	0	0	0	9	0	0	0	0
<i>Tanypus</i>	0	18	0	0	0	0	0	0	0
Orthochladinae									
<i>Eukiefferiella</i>	0	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Krenosmittia</i>	13	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lopescladius</i>	18	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanocladius</i>	88	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomini									
<i>Axarus</i>	0	0	0	115	53	0	83	0	0
<i>Chironomus</i>	0	0	0	0	0	0	9	407	0
<i>Cryptochironornus</i>	0	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicrotendipes</i>	71	62	0	255	163	9	291	286	9
<i>Glyptotendipes</i>	0	0	0	0	27	0	0	13	0
<i>Goeldichironomus</i>	0	0	0	0	0	0	44	44	0
<i>Harnischia</i>	18	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paratendipes</i>	0	0	0	0	51	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	227	244	168	43	1018	53	0	0	0
otros Chironomini	0	0	0	34	155	0	0	0	0
Tanytarsini									
<i>Paratanytarsus</i>	0	0	0	0	18	0	0	0	0
<i>Rheotanytarsus</i>	0	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	243	43	0	21	244	97	87	88	0
OTROS INSECTOS									
<i>Microcylloepus</i> (Cole6pteros)	109	9	0	0	61	0	25	0	0
<i>Caenis</i> (Efemer6pteros)	464	0	27	25	316	71	0	18	0
<i>Tric6pteros</i>	0	0	0	9	18	9	0	0	0
Total (m-')	1497	1019	1339	699	2834	1274	584	1732	475
Diversidad de Shannon (H')	1.67	1.30	1.12	1.35	1.66	1.60	1.22	0.96	0.87
Uniformidad de Pielou (J)	0.84	0.78	0.72	0.79	0.78	0.85	0.82	0.75	0.71
Dominancia de Simpson (D)	0.25	0.35	0.41	0.34	0.27	0.26	0.36	0.46	0.55
Riqueza taxon6mica (S)	7.5	5.5	5.3	5.8	9.0	7.0	4.5	4.3	3.5

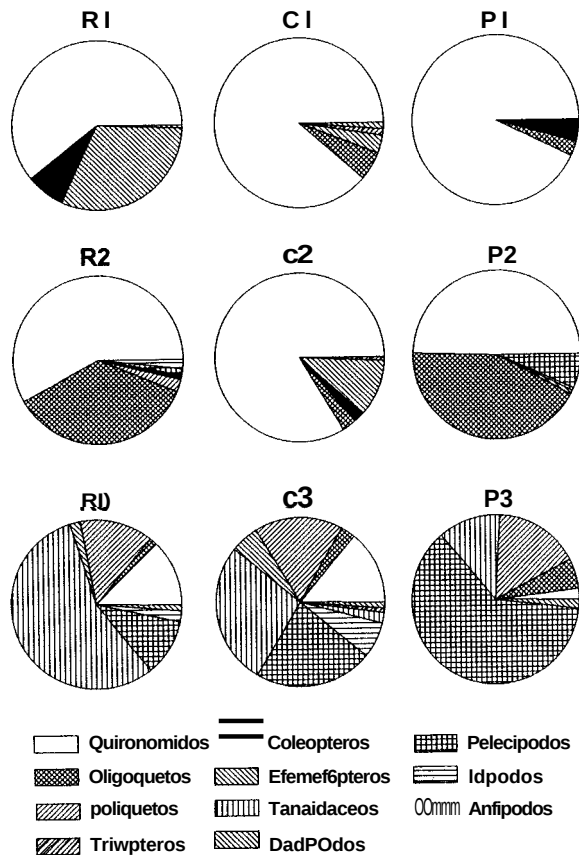


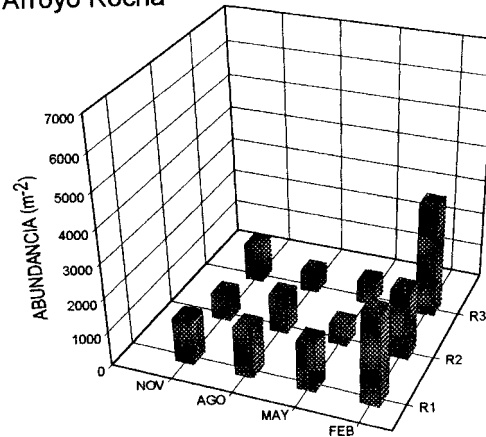
Figura 2. Composición porcentual del macrozoobentos en cada sitio de muestreo según datos integrados de todo el año. *Macrozoobenthos composition (%) at each sampling site. All year-data are integrated.*

también en verano, al igual que los coleópteros, representados por *Microcylloepus* spp. En cambio los efemerópteros *Caenis* sp. pl. fueron más abundantes en invierno.

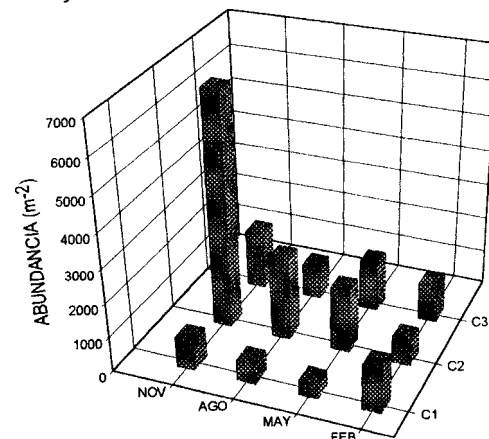
Los poliquetos presentaron las mayores abundancias en noviembre en R3 y C3, dominados por *Laonereis culveri*, y en febrero en P3 por *Nephtys JZuvialis* (Fig. 5). Los tanaidáceos *Tanais stanfordi*, y los pelecipodos *Erodona mactroides* también fueron algo más abundantes en los meses cálidos.

El número de taxones registrados varió entre 2 (P3 en agosto y noviembre) y 12 (C2 en mayo), con una media de 6 y los menores promedios anuales en La Paloma (Tabla 3). El índice de di-

Arroyo Rocha



Arroyo Las Conchas



Arroyo La Paloma

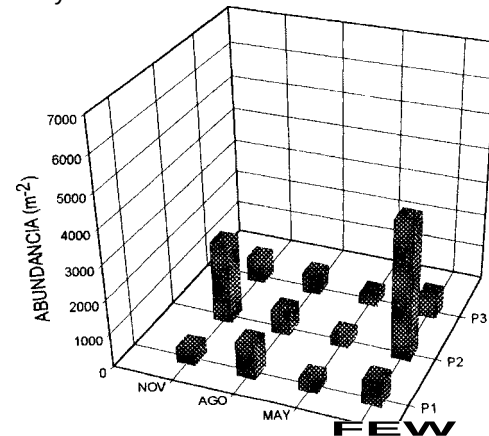


Figura 3. Variación anual de la abundancia total del macrozoobentos en cada localidad de muestreo. *Annual variation of total macrozoobenthos abundance at each sampling site.*

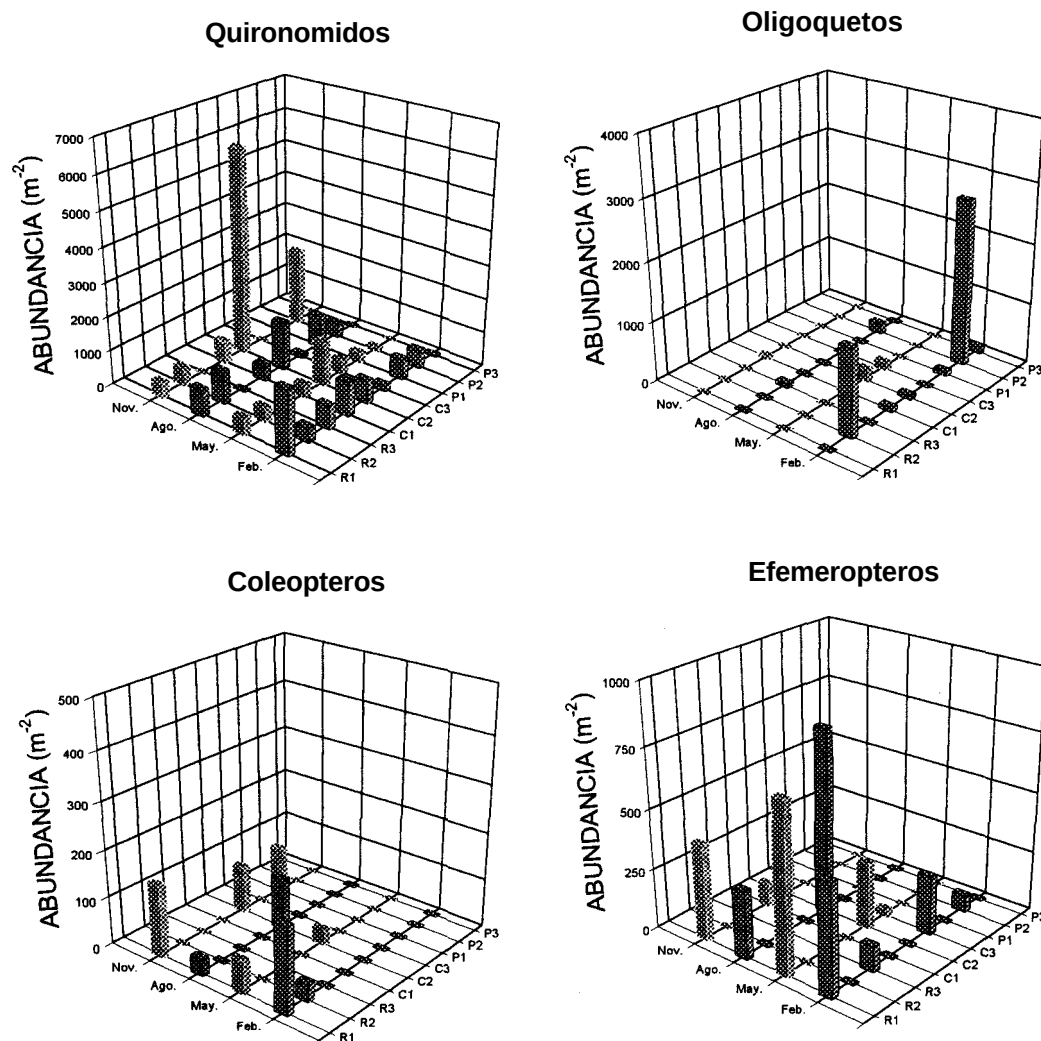


Figura 4. Variación anual de la abundancia de: a) quironómidos, b) oligoneuridos, c) coleópteros y d) efemeropteros en cada localidad de muestreo. Abundance annual variation of: a) chironomids, b) oligoneurids, c) coleopterans and d) ephemeropterans, at each sampling station.

diversidad de Shannon-Wiener varió entre 0,27 (P3 noviembre) y 2,06 bits (C3 mayo), con una media de 1,3. **S610** en verano la diversidad fue menor en las localidades con vertidos aguas arriba (Fig. 6). En R2 y P2 esto fue debido a la dominancia (0,56 y 0,46 respectivamente) de *Aulodrilus* sp. En P2 además se encontró *Chironomus* y en alto número. La uniformidad varió entre 0,39 y 0,98 en P3 y P1 respectivamente, ambas en noviembre, con un promedio de 0,79 y muy poca variabilidad estacional. La diversidad fue menor en La Paloma

que en los otros dos arroyos (Tukey $p < 0.05$) y las diferencias significativas entre localidades (**ANOVA** $p < 0.03$) señalan que fue menor en P2 y P3 que en R1, C2 y C3. Este índice no varió significativamente en el tiempo, y ninguno de los descriptores de la comunidad bentónica mostró algún tipo de relación con la conductividad del agua o su variabilidad en cada localidad.

Los análisis de clasificación realizados con los datos faunísticos de ausencia-presencia y de abundancia total anual (Fig. 7) muestran tres gru-

pos: 1) las tres localidades de desembocadura de 10s arroyos, que presentaron la mayor similitud, 2) las otras dos localidades de La Paloma y 3) las otras dos localidades de Las Conchas ligadas con R1 y R2 en el primer caso y s610 con R1 en el segundo. El dendrograma efectuado con datos porcentuales mantiene agrupadas las tres desembocaduras, pero se agrupan C1 con P1, R2 con P2, y R1 con C2.

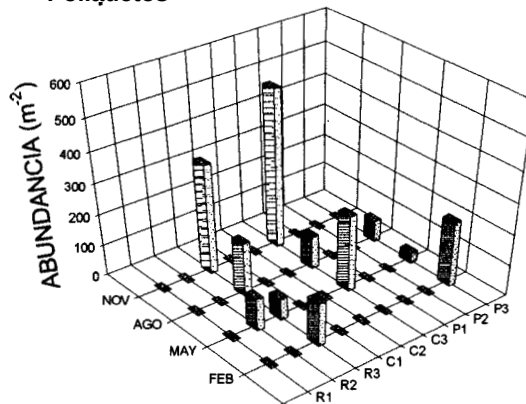
DISCUSION

Toda comparaci6n de comunidades bent6nicas realizada para detectar diferencias en la calidad de agua debe considerar las variaciones ambientales naturales, para no atribuir a la contaminacion diferencias que en realidad obedecen a tales variaciones. Segun Allan (1999, entre 10s principales factores abióticos detenninantes de la estructura de las comunidades fluviales se encontrarian la corriente, la temperatura, el sustrato, la concentraci6n i6nica y el pH. En arroyos de planicie como 10s aqui estudiados, y para distancias pequeias, 10s dos primeros factores no presentan variaciones espaciales de importancia para la biota.

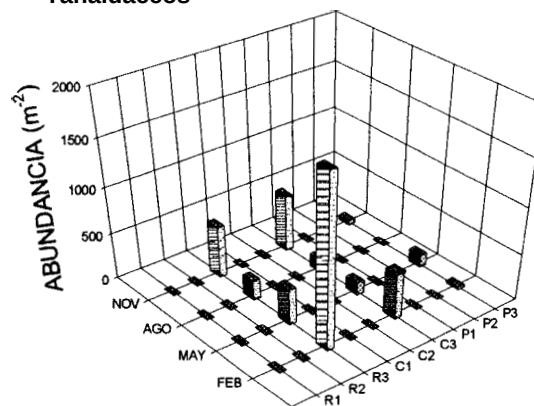
Respecto al sustrato, numerosos autores (Barmuta, 1990; Richards *et al.*, 1993; Richards & Bacon, 1994) han demostrado la importancia del tamaio de grano en la composici6n y abundancia del zoobentos, enmascarando 10s efectos de la calidad del agua. La granulometria, aunque menor en La Paloma, es similar dentro de cada uno de 10s arroyos estudiados, 10 que permite comparar las comunidades bent6nicas entre zonas sometidas a diferente impacto sin que interfiera esta variable.

Richards *et al.* (1993) encontraron directamente correlacionados el numero de taxa de efemer6pteros, plec6pteros y tric6pteros con la heterogeneidad del sustrato. Estos 6rdenes se desarrollan en ambientes con sediment0 m6s grueso, baja conductividad y buena calidad del agua, como 10 sefialan entre otros Sinha & Das (1993) y Thorne & Williams (1997). En La Paloma 10s menores valores de riqueza taxon6mica y de diversidad, asi como la ausencia de tric6pteros y la escasez de efemer6pteros se puede atribuir en

Poliquetos



Tanaidaceos



Bivalvos

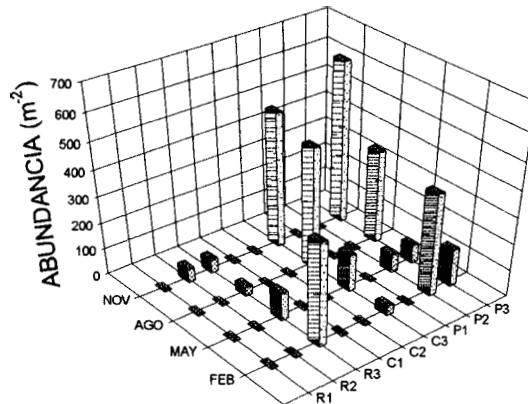


Figura 5. Variaci6n anual de la abundancia de: a) tanaidaceos, b) bivalvos y c) poliquetos en cada localidad de muestreo. *Abundance annual variation of: a) tanaidaceans, b) bivalves and c) polychaetes at each sampling station.*

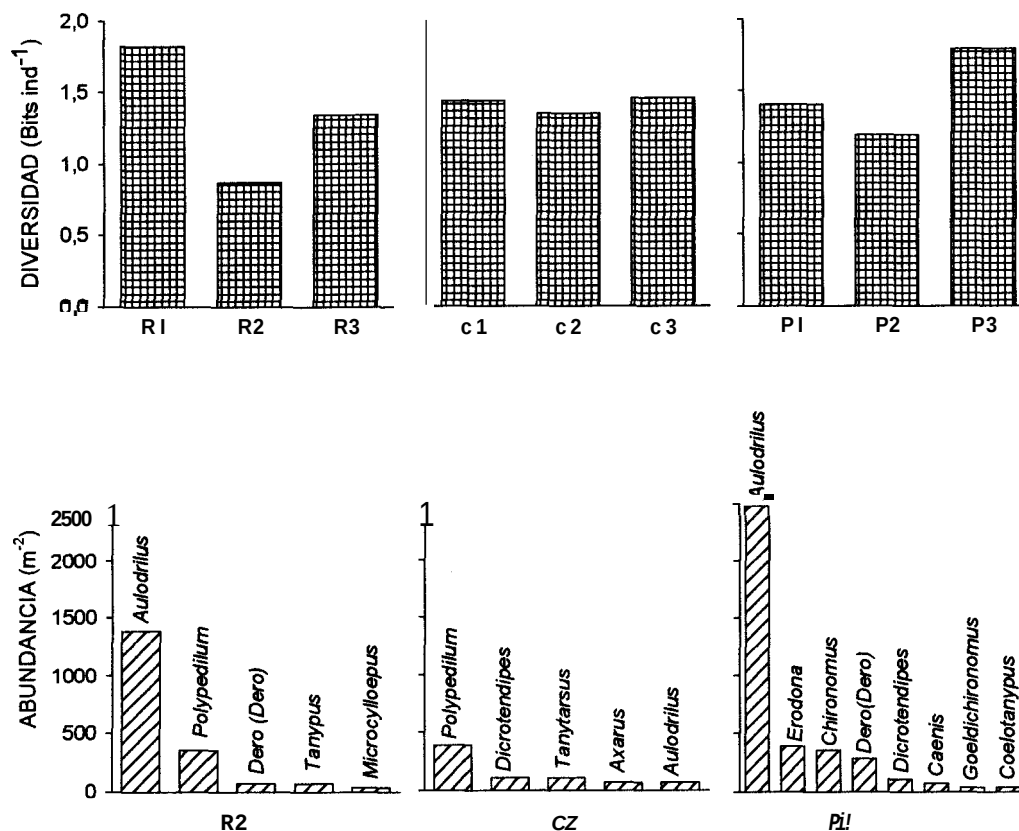


Figura 6. Comparación de los datos de febrero entre: a) diversidad en todos los sitios y b) abundancia de los principales géneros en las localidades 2. Comparison of February data between: a) diversity at all sampling sites and b) abundance of main genera in stations 2.

parte a la existencia de un tamaño de grano inferior al resto de las localidades.

Por todo lo anterior, el pequeño tamaño de grano explicaría la relativa pobreza bentónica de estos arroyos. Aunque no se puede descartar totalmente el tipo de muestreo en el centro del cauce como explicación de la baja riqueza faunística encontrada, la homogeneidad transversal de las localidades en cuanto a su profundidad y granulometría, así como la amplitud del área muestreada que sólo excluía las orillas, llevan a considerar que no es ésta la razón de los resultados obtenidos.

Otro factor de importancia para el zoobentos es el contenido de materia orgánica en el sedimento (Tomkins & Scott, 1986; Wagner *et al.*, 1993), el cual tampoco varía mucho entre la

mayoría de las localidades dentro de cada arroyo. Los valores, algo mayores, registrados en el arroyo La Paloma no obedecería a los aportes industriales, ya que en P2 son aún menores que en PI y P3, sino que estarían determinados por su menor granulometría (Håkanson y Jansson, 1983). El valor más alto se detectó en P3, casi el doble del máximo reportado por Sommaruga & Conde (1990) en el norte de la laguna. Estos autores lo atribuyen al aporte de los humedales vecinos, sin embargo la granulometría sería un factor más importante, ya que R3 y C3, también rodeadas de humedales pero con una mayor granulometría, presentaron valores menores de materia orgánica, del orden de los determinados por Arocena (1991) en sustratos comparables de otro arroyo de planicie costera.

Las pequeñas variaciones de contenido iónico que pueden darse normalmente dentro de un mismo sistema litoral no son relevantes para su fauna. Sin embargo, en zonas estuarinas existe un gradiente de salinidad que determina la presencia de comunidades diferentes en las desembocaduras (Marques *et al.*, 1993), como sucede en estos arroyos, donde incluso pueden llegar aguas anabas, debido al frecuente reflujo de agua facilitado por su poco caudal. Las comunidades de las desembocaduras de nuestros arroyos quedaron agrupadas en todos los análisis de clasificación efectuados, lo que es debido a la similitud de su fauna, atribuible a los mayores valores de conductividad del agua.

La fauna de las localidades próximas a las desembocaduras fue similar a la descrita para la laguna por Pintos *et al.* (1991), excepto que ésta estaba dominada por los poliquetos y no por los tanaídaceos y bivalvos como en los arroyos. Algunos de estos organismos llegaron a las aguas más dulces de las localidades inmediatas superiores. Del mismo modo se encontraron algunos quironómidos en C3 y *Polypedilum* en R3 a pesar de su mayor caudal fluvial, y ninguno en P3 donde la salinidad fue mayor, lo que estaría marcando el límite de su distribución para este factor.

Estos y otros organismos dulceacuícolas se suman a los de aguas salobres en las localidades cerca de la laguna, resultando en una fauna más rica en cantidad de grandes grupos, aunque la riqueza taxonómica sea mayor en otras localidades debido a una presencia importante de géneros diferentes de quironómidos, como sucede en otros sitios incluso moderadamente contaminados (Olive *et al.*, 1988). Metzeling (1993) tampoco encontró correlacionados el número de taxa ni la abundancia con la salinidad, pero demostró que distintas comunidades se asociaban con diferentes salinidades como es nuestro caso.

Las fluctuaciones de pH y de oxígeno no tienen una incidencia importante sobre los organismos excepto en casos extremos, y especialmente cuando éstos son de origen antropogénico (Allan, 1995). En todo caso estos parámetros contribuyen a identificar los sitios afectados por la contaminación como sucede con el oxígeno en las

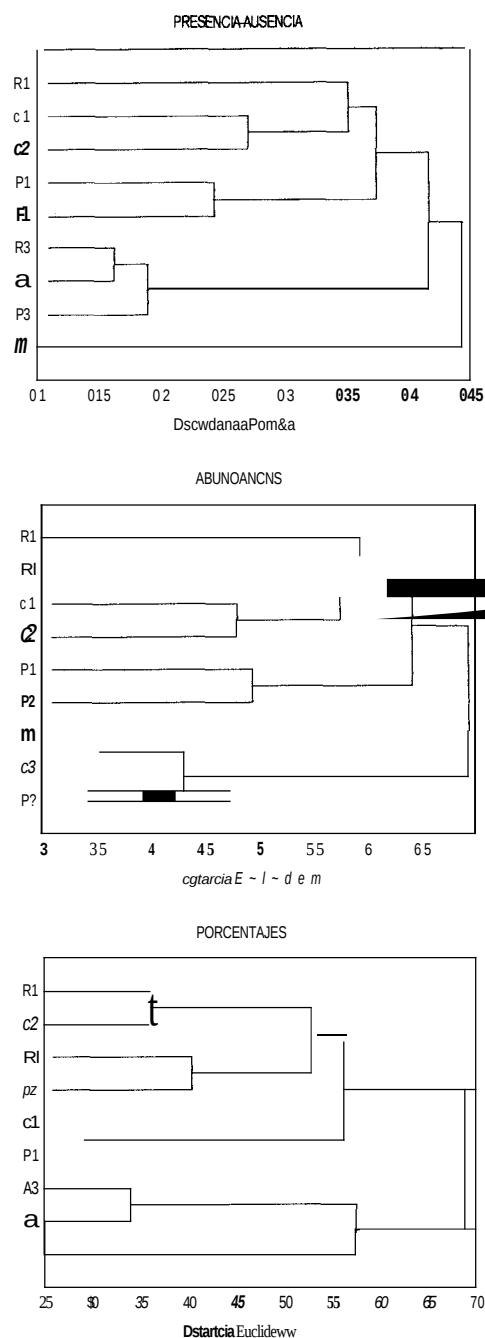


figura 7. Agrupamiento de las localidades (UPGMA) según la discordancia porcentual de los datos de presencia y ausencia (arriba), la distancia euclidiana de las abundancias absolutas transformadas en $\text{LOG}(x + 1)$ (centro), y de las abundancias porcentuales (abajo). Cluster of sampling stations (UPGMA) after the percent disagreement of presence or absence (top), after euclidean distance of $\text{LOG}(x + 1)$ -transformed absolute abundance (center), and after relative (%) abundance (down).

localidades de impacto, aunque las diferencias no fueron extremas.

Los bajos valores de diversidad encontrados en todos los casos, corresponderían según Wilhm (1975) a ríos contaminados. Sin embargo, este no es el caso en estos arroyos de llanura, donde el sustrato relativamente fino y la vegetación de pradera circundante determinan bajas diversidades de forma natural.

Las localidades receptoras de vertidos, como R2 y P2, presentaron una menor diversidad sólo en febrero (verano). El empeoramiento de las condiciones de un río en verano fue también demostrado por Giani (1984) y Arocena (1996) mediante el índice de diversidad, y la disminución de este en sitios contaminados por Khan & Kulshrestha (1993) y Petridis (1993) entre otros. Sin embargo, Thorne & Williams (1997) sostienen que la utilidad de este índice ha sido cuestionada y no lo recomiendan por su alta variabilidad y por no reflejar el gradiente de contaminación. Tal vez la solución a esta controversia radique en las condiciones extremas -como sucede durante el verano- bajo las cuales la diversidad puede reflejar el deterioro de la calidad del agua.

Las máximas abundancias totales, registradas en C2 y P2, podrían indicar una mayor disponibilidad de alimento en las mismas, aunque en P2 esta podría deberse al impacto de la contaminación (Thorne & Williams, 1997) como lo indican los demás parámetros analizados.

Esta localidad presentó los menores valores de pH y oxígeno también en febrero, y los mayores niveles de nutrientes en casi todos los muestreos, pero especialmente en la época de mayor temperatura, cuando empeora la calidad del agua en los sitios afectados por la contaminación orgánica, aunque dichos niveles no son lo suficientemente elevados como para hablar de una contaminación extrema a pesar del presumible efecto de la fábrica procesadora de pescado.

Esta fue la única localidad donde la abundancia total aumentó en febrero y en noviembre, debido principalmente a los quironómidos y oligoquetos, en particular *Chironomus*, característico de aguas eutróficas y contaminadas (González del Tánago & García Jaldón, 1984) y los tubifici-

dos, cuya mayor abundancia relativa es indicadora de contaminación orgánica como lo han señalado numerosos autores (Giani, 1984; Rutt *et al.*, 1993; Petridis, 1993). También Giani (1984) encontró que la mayoría de especies de tubificidos alcanzaron sus máximas abundancias en verano.

Hay un claro impacto demostrado en P2 a pesar de que P1 como localidad control no estuvo lo suficientemente alejada, pudiéndose ver afectada por el reflujo de los vertidos industriales efectuados aguas abajo, o por la descomposición de sus abundantes hidrofitas y consiguiente disminución del oxígeno disuelto. De hecho, ambas localidades resultaron agrupadas en los análisis efectuados con los datos de presencia-ausencia y de abundancia, pero no con porcentajes, que en cambio reunieron a P1 con C1, ambas con más de un 80 % de quironómidos, y a P2 con R2 con porcentajes similares e importantes de quironómidos y oligoquetos.

La mayor densidad en C2 podría provenir de los aportes de alimento y nutrientes de los humedales circundantes. La estructura de la comunidad bentónica en esta localidad, con muy pocos oligoquetos y mayor abundancia de efemerópteros, fue diferente a las otras dos localidades con impacto de vertido, pareciéndose más a los controles C1 y R1, con las que resultó agrupada por los datos cualitativos. Esto reflejaría la ausencia de una contaminación orgánica importante en consonancia con la falta de vertidos puntuales aguas arriba de esta localidad.

R2 tampoco muestra claramente un efecto de contaminación orgánica a pesar de la alta abundancia relativa de oligoquetos. Esta fue casi igual a la registrada en C2, y en ambas localidades *Aulodrilus* abundó en verano. *Aulodrilus* fue encontrada junto a otras once especies de tubificidos en el río Derwent tras la instalación de una planta de tratamiento de aguas residuales donde antes sólo había *Tubifex* y *Limnodrilus*, indicando un estado de recuperación de la calidad del agua (Brinkhurst & Cook, 1974). El género fue considerado por estos autores, propio de condiciones eutróficas para los Grandes Lagos pero no de sitios contaminados orgánicamente. Su importancia relativa en R2 y C2 indica cierto estado de eutrofización que no es directamente

deducible de las concentraciones bajas de nutrientes en el agua.

En R2 el impacto de los vertidos del saneamiento urbano podría estar mitigado por la interposición del monte ripario y el rol depurador de la vegetación. Los montes riparios son zonas de amortiguación que contribuyen a controlar el aporte de sedimentos finos, y proporcionan sustratos heterogkneos y grandes, especialmente en arroyos de planicie (Richards *et al.*, 1993). Su aporte de materia orgánica particulada resulta en una comunidad relativamente heterogknea capaz de tolerar mejor la contaminación agrícola difusa (DeLong & Brusven, 1998). Tanto nuestros resultados como la bibliografía subrayan la importancia de preservar el monte ripario no sólo en esta localidad sino en todos los sistemas fluviales de la región, donde ha sido afectado por la actividad agrícola y ganadera.

Tres de los cuatro géneros de Orthocladinae se encontraron en R1, 10 que junto a una presencia importante de coleópteros y efemerópteros, muestran un ambiente caracterizado por una mayor velocidad de las aguas, sedimento mas grueso y heterogkneo y la presencia de un importante monte ripario. Por el contrario, las condiciones mas desfavorables a todo 10 largo del arroyo La Paloma (de P1 a P3), siempre con menor riqueza taxonómica, se relacionarian no sólo con probables aportes y una granulometria menor y más homogénea, sino también con la ausencia total de monte ripario, 10 que favorece por ejemplo, su perturbación por el ganado vacuno.

Finalmente debemos resaltar que los aportes de nutrientes y materia organica de estos ríos a la laguna no parecen ser demasiado importantes de acuerdo con nuestros datos tomados en diferentes condiciones hidrológicas. Sin embargo, cualquier aumento de los vertidos debido a un desarrollo turístico y urbanístico no debidamente planificado, puede llegar a tener efectos en la calidad del agua de la laguna, por lo que además del control de los vertidos puntuales, seria aconsejable controlar los aportes difusos mediante la restauración de las zonas riparias.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable en los Humedales del Este (PROBIDES, Uruguay). Nuestros colegas Daniel Conde y Javier Corga participaron en los muestreos y análisis químicos. Agradecemos las valiosas sugerencias que Alberto Rodriguez Capitulo, Narcis Prat y revisores anónimos, realizaron al manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLAN, J.D., 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall. Londres.
- APHA, 1985. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA - AWWA - WPCF. Washington.
- AROCENA, R., 1991. *El macrozoobentos del arroyo Toledo y su relacidsn con los procesos de contaminación y autodepuración*. Tesis de Maestria. PEDECIBA – Facultad de Ciencias. Montevideo.
- AROCENA, R., 1996. La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el Arroyo Toledo (Uruguay). *Rev. Biol. Trop.*, 44: 643-655.
- AROCENA, R., 1998. Statistical analysis of benthic communities to assess suspected degradation and recuperation zones in an urban stream (Uruguay). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 1188-1192.
- AROCENA, R., D. CONDE, D. FABIAN, J. GORGA & J. CLEMENTE, 1996. *Calidad de agua en la laguna de Rocha: Rol de sus principales afluentes*. Informe final. PROBIDES-Facultad de Ciencias. Montevideo.
- BAILEY, R.C., M.G. KENNEDY, M.Z. DERVISH & R.M. TAYLOR., 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology* 39: 765-774.
- BARMUTA. L.A., 1990. Interaction between the effects of substratum, velocity and location on stream benthos: An experiment. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 41 (5):557-573.
- BASS, D. & R.C. HARREL. 1981. Water quality of a southeast Texas stream. *Hydrobiologia* 76: 69-79.

- BISHOP, O.N., 1983. Statistics for Biology. Longman. Essex.
- BOURNAUD, M. & G. KECK, 1980. Diversité spécifique et structure des peuplements de macro-invertébrés benthiques au long d'un cours d'eau: le Furans (Ain). *Acta Oecol. Oecol. Gener.* 1: 131-150.
- BRANDIMARTE, A.L. & M. ANAYA, 1995. Flotation of bottom fauna using sodium chloride solution. *Abstracts XXVI Congress of International Association of Theoretical and Applied Limnology*: 227. Sao Paulo.
- BRINKHURST, R.O. & D.G. COOK, 1974. Aquatic Earthworms (Annelida: Oligochaeta). In: *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Hart, C.W. & S.L.H. Fuller, (eds.): 153-156. Academic Press. NY.
- CAMARGO, J.A., 1994. The importance of biological monitoring for the ecological risk assessment of freshwater pollution: A case study. *Environ. Int.*, 20 (2): 229-238.
- CHALAR, G., 1994. Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad del agua. *Revista Chilena de Historia Natural*, 67: 129-141.
- CHARVET, S., A. KOSMALA & B. STATZNER, 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Arch. Hydrobiol.*, 142: 415-432.
- DAUER, D.M., M.W. LUCKENBACH & A.J. RODI, 1993. Abundance biomass comparison (ABC method): effects of an estuarine gradient, anoxic/hypoxic events and contaminated sediments. *Marine Biology*, 116: 507 - 518.
- DAY, J.W. & A. YANEZ ARANCIBIA, 1982. Coastal Lagoons and Estuaries, Ecosystem Approach. *Ciencia Interamericana*, 22 (1-2): 11-26.
- DELONG, M.D. & M.A. BRUSVEN, 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*, 22: 445-457.
- DUDGEON, D., 1992. Endangered ecosystems: a review of the conservation status of tropical Asian rivers. *Hydrobiologia*, 248: 167 - 191.
- GIANI, N., 1984. Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par métaux lourdes. IV. Etude des Oligochètes. *Annals Limnol.*, 20 (3): 167 - 181.
- GONZALEZ DEL TANAGO, M. & D. GARCÍA JALON, 1984. Desarrollo de un índice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. *Limnetica*, 1: 263-272.
- GREEN, R.H., 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. Wiley. NY.
- HAKANSON, L. & M. JANSSON, 1983. *Principles of lake sedimentology*. Springer-Verlag. Berlin.
- ILEC-UNEP, 1991. *Data Book of World Lake Environments. A survey of the state of world lakes 1991*. Report. Otsu.
- JORCÍN, A., 1996. Distribución, abundancia y biomasa de *Erodona mactroides* (Mollusca, Bivalvia, Daudin 1801), en la Laguna de Rocha (Dpto. de Rocha, Uruguay). *Rev. Brasil. Biol.*, 56 (1): 155-162.
- KHAN, A.A. & S.K. KULSHRESTHA, 1993. Benthic fauna in relation to pollution: a case study at River Chambal near Kota in central India. *Environmental International*, 19 (6): 597 - 610.
- LASSERRE, P., 1979. Coastal lagoons. Sanctuary ecosystems, cradles of culture, targets for economic growth. *Nature and Resources*, XV (4): 2-21.
- MAGURRAN, A.E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm. London.
- MARQUES, J.C., P. MARANHÃO, M.A. PARDAL, 1993. Human impact assessment on the subtidal macrobenthic community structure in the Mondego Estuary (western Portugal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 37 (4): 403-419.
- METZELING, L., 1993. Benthic macroinvertebrate community structure in streams of different salinities. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research*, 44 (2): 335 - 351.
- MOROZ, T.G. & N.G. ALEKSANDROVA, 1993. Correlation of certain water quality indices with the abundance of macrozoobenthos in the lower Dnieper River. *Hydrobiol. J. Gidrobiol. Zh. Kiev*, 29 (2): 76-81, 28 (2): 47-51.
- ODUM, E.P., 1972. *Ecologia*. Interamericana. México.
- OLIVE, J.H., J.L. JACKSON, J. BASS, L. HOLLAND & T. SAVISKY, 1988. Benthic macroinvertebrates as indexes of water quality in the Upper Cuyahoga River. *Ohio J. Sci.*, 88 (3): 91-98.
- PETRIDIS, D., 1993. Macroinvertebrate distribution along an organic pollution gradient in Lake Lysimacia (Western Greece). *Arch. Hydrobiol.*, 128 (3): 367 - 384.
- PINTOS, W., D. CONDE, R. DE LEÓN, M.J. CARDEZO, A. JORCÍN & R. SOMMARUGA, 1991. Some limnological characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). *Rev. Brasil. Biol.*, 51 (1): 79-84.
- REYNOLDS, T.B., R.H. NORRIS, V.H. RESH, K.E. DAY & D.M. ROSENBERG, 1997. The refe-

- rence condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16: 833-852.
- RICHARDS, C., G.E. HOST & J.W. ARTHUR, 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshw. Biol.*, 29: 285 – 294.
- RICHARDS, C. & K.L. BACON, 1994. Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. *Great Basin Nat.*, 54 (2): 106-113.
- RUTT, G.P., D. PICKERING & N.R.M. REYNOLDS, 1993. The impact of livestock-farming on welsh streams: The development and testing of a rapid biological method for use in the assessment and control of organic pollution from farms. *Environmental Pollution*, 81: 217 – 228.
- SINHA, R.K. & N.K. DAS, 1993. Taxonomy in the study of water pollution. *Environment & Ecology*, 11 (2): 412 – 418.
- SNEDECOR, G.W. & W.G. COCHRAN, 1981. *Métodos Estadísticos*. CECSA. México.
- SOMMARUGA, R. & D. CONDE, 1990. Distribución de materia orgánica en los sedimentos recientes de la Laguna de Rocha (Rocha, Uruguay). *Atlántica*, 12 (1): 35 - 44.
- THORNE, R. & W.P. WILLIAMS, 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshw. Biol.*, 37: 671-686.
- TOMKINS, A.R. & R.R. SCOTT, 1986. Effects of treated sewage effluent on the macroinvertebrates of a fine sediment substrate stream. *Mauri-ora*, 13: 1-12.
- UNESCO, 1981. Coastal lagoon research, present and future. *UNESCO Tech. papers in Mar: Sci.* 32.
- VALDERRAMA, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109-122.
- WAGNER, R, H.H. SCHMIDT, & J MARXSEN, 1993. The hyporheic habitat of the Breitenbach, spatial structure and physicochemical conditions as a basis for benthic life. *Limnologica*, 23 (4): 285-294.
- WILHM, J.L., 1975. Biological indicators of pollution. In: *River Ecology*. Whitton, B.A.H. (ed.): 375-402. Blackwell. Oxford.
- YODER, C.O. & E.T. RANKIN, 1998. The role of biological indicators in a state water quality management process. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51: 61-88

LOS FACTORES FISICOS: CLAVES EN LA LIMNOLOGÍA DE LA LAGUNA DE ROCHA

INTRODUCCION

En las lagunas costeras los procesos físicos, como ser los meteorológicos, hidrológicos y sedimentológicos, son claves en la organización del ecosistema. Cuando estos factores son muy dinámicos y cambian con mucha frecuencia o intensidad, se constituyen en las fuerzas controladoras de los procesos ecológicos (Kjerfve 1989). En particular, las lagunas de la costa oeste del océano Atlántico están controladas por factores físicos como el ciclo hidrológico y la dinámica meteorológica (Niencheski & Baumgarten 1997).

A efectos de comprender la ecología de las lagunas costeras se debe conocer e integrar estos procesos físicos. Las relaciones entre los distintos procesos abióticos, y entre éstos y los biológicos, son sumamente complejas en estos sistemas debido a la conjunción de tendencias estacionales, la mezcla permanente de aguas de distintas características, el establecimiento de gradientes abióticos y una circulación altamente variable (Conde *et al.* en prensa).

La poca profundidad de las lagunas, junto a su gran área superficial, resulta en una alta exposición a las variables meteorológicas. Las variaciones de temperatura del agua reflejan las del aire (Barnes 1980), y el viento tiene un fuerte efecto en todo su funcionamiento. Además, su ubicación costera los somete a continuos y fuertes vientos incrementando la importancia de los mismos.

El balance entre precipitación y evapotranspiración a que están sujetos, tanto directamente sobre su amplia superficie, como indirectamente sobre sus cuencas de drenaje, contribuye a determinar la profundidad del agua, en general muy variable, así como sus patrones de circulación y tiempo de renovación. Estos aspectos pueden además estar gobernados por el régimen de apertura y cierre de la barra arenosa que las comunica con el mar.

Por su parte, los vientos pueden ser causa importante de las fluctuaciones de la profundidad en cada sitio de la laguna al ser capaz de inclinar la superficie de la misma acumulando agua en una de sus orillas. En estos sistemas, la circulación eólica suele ser más importante que los otros procesos de transporte (Zimmermann 1981, Kjerfve 1989).

Las lagunas obstruidas, que tienen una o pocas bocas estrechas, son particularmente dominadas por el viento y tienen un tiempo de renovación del agua mayor que las demás (Kjerfve & Magill 1989).

En el presente capítulo se describen y relacionan algunos factores físicos en la laguna de Rocha, particularmente en un punto de observación ubicado al norte de la misma, donde se los relaciona con los principales parámetros físico-químicos del agua.

MATERIAL Y METODOS

El sitio de muestreo se encuentra ubicado al norte de la laguna, próximo a su costa W, a los 34° 34' 33" S y 54° 17' 20" W. Para este punto de observación se calcularon las distancias a la costa, sobre las que puede actuar el viento, en direcciones orientadas cada 6° sobre la hoja La Paloma (D28) de la carta 1:50,000 del Servicio Geográfico Militar. Se consideraron sólo las direcciones desde 304° a

172°, es decir al N (360°), E (90°) y S (180°), ya que hacia el sector W las distancias son prácticamente nulas por la proximidad de la orilla.

Estas distancias constituyen los valores del alcance del viento (*fetch*), y permiten a su vez el cálculo del alcance efectivo f (Hakanson 1981). Este parámetro es una mejor medida de cómo el viento gobierna la longitud y altura de las olas, porque además de la dirección sobre la que sopla el viento, considera las distancias (x_i) sobre otras 14 direcciones cada 6° a ambos lados de la misma, según:

$$f = \{ (\sum x_i \cos \gamma_i) / (\sum \cos \gamma_i) \} s$$

donde γ_i es el ángulo respecto a la dirección central (6°, 12°, ..., 42°) y 's' una constante equivalente a la cienmilésima parte del denominador de la escala, en nuestro caso $s = 0.5$.

La altura máxima que pueden alcanzar las olas en el sitio de observación puede considerarse como una medida del efecto del viento en la mezcla y resuspensión del sedimento. Dicha altura se relaciona empíricamente tanto con el alcance (x) como con la velocidad (U) del viento (Hutchinson 1957):

$$h_w = 0.105 x^{1/2}$$

$$h_w = 0.26 U^2 / g$$

donde 'g' es la aceleración de la gravedad. Se consideró la menor de ambas alturas como una estimación del efecto del viento en cada fecha de muestreo.

Los datos meteorológicos para el período de muestreo (9/93 - 6/95), fueron obtenidos de la Dirección Nacional de Meteorología y corresponden a la estación meteorológica Rocha, N° 86565 de la Organización Meteorológica Mundial (34°29,06' S, 54°18,07' W), ubicada a unos 10 km al NW del sitio de observación. Estos datos corresponden a la velocidad y dirección del viento y la temperatura del aire para cada hora entre las 8 y las 12 AM en las 17 fechas de muestreo, así como la precipitación diaria y la evapotranspiración decádica para todo el período mencionado.

La Dirección Nacional de Hidrografía proporcionó los caudales del arroyo Rocha entre 1987 y 1995, y los períodos de apertura y cierre de la barra entre 1988 y 1995, a los que se añadieron los datos de 1987 publicados por Conde & Sommaruga (1999).

Se realizaron 17 muestreos del agua entre setiembre de 1993 y junio de 1995. La temperatura y el oxígeno disuelto se midieron con oxímetro YSI M57, la conductividad eléctrica con un conductímetro Horizon M1484-10, y el pH con distintos potenciómetros. Se tomaron muestras de agua para determinar los sólidos suspendidos totales (SST) por diferencia de peso (APHA 1985).

Para el fósforo y nitrógeno totales (PT y NT) y disueltos totales (PDT y NDT) se hizo una digestión por el método de Valderrama (1981), y se midieron respectivamente como ortofosfato por el método del molibdato de amonio (Murphy & Riley 1962) y como nitrato por el método del Na-salicilato (Muller & Weideman 1995). El amonio se determinó por el método del azul de indofenol (Koroleff 1970). El nitrato, por reducción a NO_2 en presencia de cadmio (APHA 1985) y restándole el nitrito, determinado según Strickland & Parsons (1972).

RESULTADOS Y DISCUSION

Uruguay es el único país sudamericano que se encuentra íntegramente en la zona templada. Le corresponde la clasificación climática de Koeppen "Cfa" por presentar clima templado, moderado y lluvioso (tipo C), con temperatura del mes más frío entre -3° y 18°C , húmedo templado sin estación seca y lluvia irregular (tipo f) y temperatura del mes más cálido superior a 22°C (tipo a) (Vieira 1969, Severova 1997).

Los vientos más frecuentes provienen del sector NE. Las velocidades medias son del orden de los 15 km/h, pero frecuentemente superan los 100 km/h (Severova 1997). En la costa atlántica, los vientos del NE están presentes el 40% de las horas. Los vientos fuertes (40-70 km/h) son del S y SSE, y los más fuertes del WSW y ESE (López Laborde 1993).

El mayor alcance en el sitio de muestreo corresponde a los vientos fuertes procedentes del S, pero el alcance efectivo es mayor para los más fuertes del E y SE. Ambos parámetros son en cambio coincidentes en mostrar los valores mínimos para los vientos más frecuentes del N y NE. Las olas podrían alcanzar teóricamente un máximo que varía entre los 20 cm y 1 m dependiendo de la orientación del viento (tabla 1), con las consecuencias que esto tiene en la ecología del sistema. Es de esperar que la resuspensión del sedimento y la turbidez del agua sean máximos con los menos frecuentes vientos del S y mínimos la mayor parte del tiempo en que soplan del N y NE.

Tabla 1. Alcance y alcance efectivo (km) del viento y altura máxima de las olas (h_w max.), estimados para diferentes direcciones del viento en el sitio de observación.

VIENTOS	ALCANCE	ALCANCE EFECTIVO	h_w max. (cm)
N	0.4	12	21
NE	2.5	35	52
E	4.5	50	70
SE	4.2	60	68
S	10.0	45	105

En la figura 1 se muestra el diferente comportamiento del alcance y del alcance efectivo del viento para las diferentes direcciones del mismo. Mientras el primero aumenta irregularmente del N al S (0 a 180°), el segundo lo hace en forma más suavizada, rápidamente del N al NE y menos rápido al ENE para finalmente disminuir hacia el S. Si bien se comportan en general de manera similar, existe un sector al E y SE, aproximadamente entre los 90° y los 150° , en que ambos parámetros difieren mostrando tendencias opuestas conforme varía la dirección del viento.

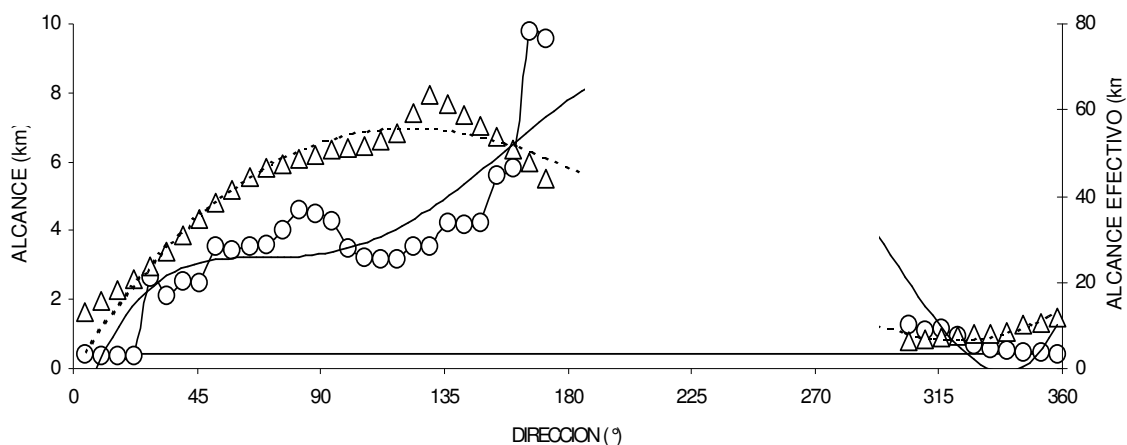


Figura 1. Variación del alcance (círculos unidos por línea continua) y alcance efectivo (triángulos) del viento con la dirección del mismo. Las líneas, continua en el primer caso y punteada en el segundo, indican el mejor ajuste polinomial al sólo efecto de mostrar las tendencias de ambos parámetros

En 5 de las 17 fechas de muestreo (fig. 2), se registraron vientos provenientes del N - NW, en otras 5 del W - SW, y en 7 ocasiones del S al E. Cuatro de los 5 vientos N - NW ocurrieron en el otoño de 1995, mientras que todos los del S al E fueron en primavera y verano. En consecuencia, en los 7 muestreos con vientos S al E el alcance efectivo superó los 40 km. En 3 ocasiones fue nulo (W y SW) y el resto entre 6 y 18 km. Sus velocidades variaron entre 1.5 y 30.4 km h⁻¹. La máxima velocidad correspondió a un viento del SW con alcance efectivo nulo, pero no se encontró ninguna relación general entre la velocidad del viento y su dirección.

La altura máxima de las olas estimada en función del alcance y la velocidad del viento (tabla 2) habría llegado a 65 cm, y en casi todos los muestreos habría sido determinada por la velocidad, que en general da un resultado menor que el obtenido con el alcance. Sin embargo, estos cálculos no consideran la poca profundidad de la laguna, que altera el régimen de olas por la resistencia que opone el fondo al desarrollo de las mismas. En estos casos, para cada velocidad del viento se requiere de un alcance mínimo para que se desarrollen olas con la altura máxima. Thijsse da algunos valores de alcance del viento y altura de las olas para lagos de 1.5 m de profundidad media (Hutchinson 1957). Para un alcance de 0.6 km, la altura máxima de la ola sería de 33 cm, superando los 26 cm estimados en la laguna de Rocha. Por el contrario, para un alcance de 7.5 km, la altura sería de 48 cm, y aunque el máximo alcance registrado en la laguna de Rocha fue de sólo 5.6 km, le correspondería una altura de ola de 79 cm. Este valor es sin duda una sobreestimación debida a la no consideración de la poca profundidad de la laguna en los cálculos.

La costa atlántica uruguaya presenta una temperatura media anual de 16 °C. En Rocha para el período 1961 - 1990 (http://www.rau.edu.uy/uruguay/uy_clima.htm), la temperatura media estival fue 21 °C, la de otoño 14 °C, invierno 12 °C y primavera 18 °C. Las temperaturas más bajas se presentaron en junio y julio y las más altas en enero y febrero (fig. 3). Sin embargo, los cambios de temperatura son frecuentes y pronunciados en cualquier época del año (Severova 1997).

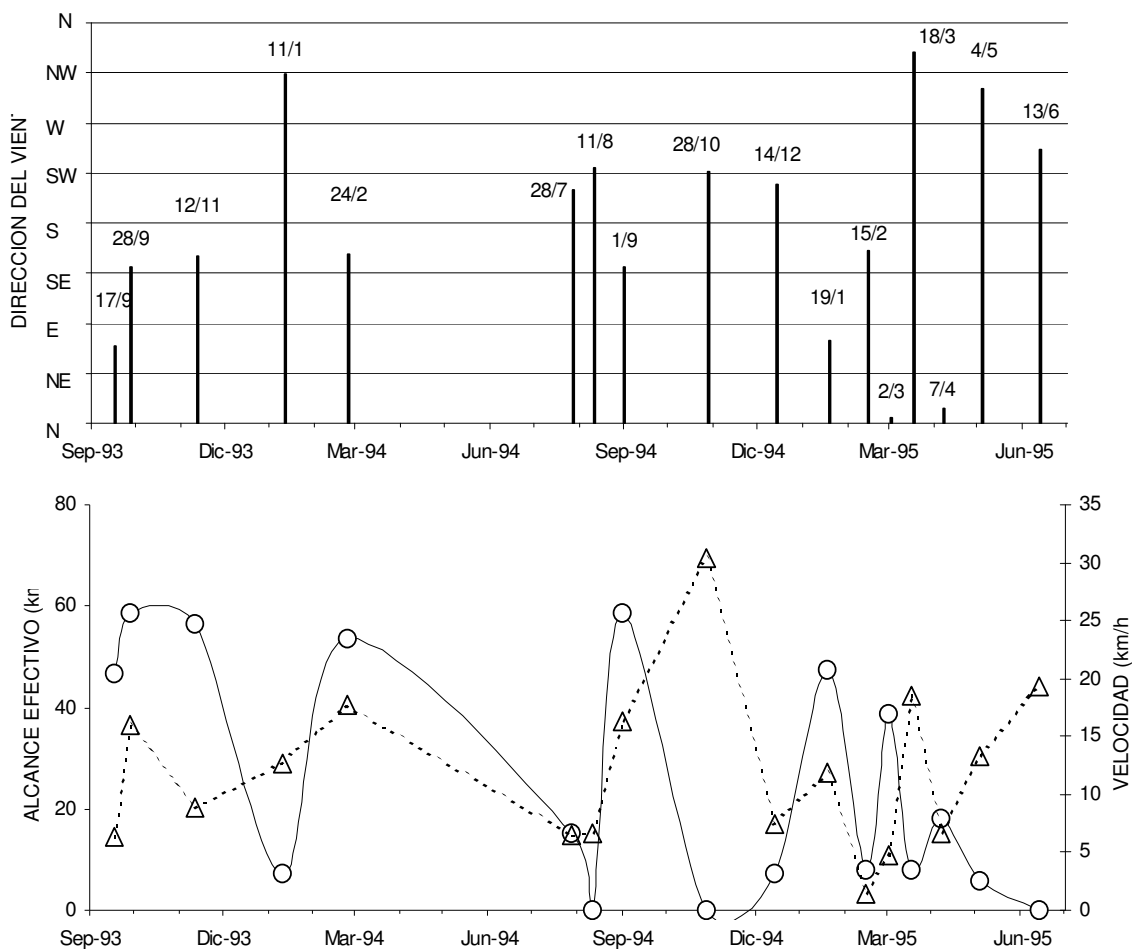


Figura 2. Arriba: dirección del viento. Abajo: alcance efectivo (círculos) y velocidad (triángulos) en las horas previas a cada muestreo.

La temperatura promediada entre las 8 y las 12 AM en cada día de muestreo (fig. 3) varió entre 10.1 y 25.7 °C en junio de 1995 y enero de 1994, respectivamente. La tendencia estacional presentó un atraso con las temperaturas medias del período 1961 - 1990, de aproximadamente 1 mes en 1993-94 y de 2 meses en el segundo año de observaciones, en que la temperatura máxima se alcanzó recién en abril (24.0 °C). Si bien este resultado puede deberse a la escasez de datos recabados, especialmente la falta de información en algunos meses, y a que los promedios diarios fueron realizados sobre datos sólo de matinales, coincide con la constatación general de un cierto atraso en la llegada de las estaciones en los últimos años.

A pesar de ello, la evapotranspiración siguió más fielmente la curva histórica que los datos de los muestreos (fig. 3), aunque existe igualmente una correlación significativa de tipo potencial ($r^2 = 0.4695$, $p < 0.1$) entre la evapotranspiración y la temperatura del aire en los días de muestreo.

Tabla 2. Cálculo de la altura máxima de las olas como la menor de las estimaciones basadas en la velocidad y en el alcance del viento en cada fecha de muestreo.

	Velocidad (km/h)	H max. ola (cm)	Dirección (°)	Alcance (km)	H max. ola (cm)	Menor ola (cm)
17/9/93	6.3	8	70	3.6	63	8
28/9/93	15.6	50	140	4.2	68	50
12/11/93	8.9	16	150	4.3	68	16
11/1/94	12.6	32	314	1.2	36	32
24/2/94	17.8	65	152	5.6	79	65
28/7/94	6.3	8	210	0.0	0	0
11/8/94	6.7	9	230	0.0	0	0
1/9/94	16.3	54	140	4.2	68	54
28/10/94	30.4	189	226	0.0	0	0
14/12/94	7.4	11	214	0.0	0	0
19/1/95	11.9	29	75	4.0	66	29
15/2/95	1.5	0	155	5.6	79	0
2/3/95	4.8	5	5	0.4	21	5
18/3/95	18.5	70	334	0.6	26	26
7/4/95	6.7	9	14	0.4	20	9
4/5/95	13.3	36	300	1.3	37	36
13/6/95	19.3	76	246	0.0	0	0

La lluvia media anual en Rocha para el período 1961-1990 es de 1122 mm. El mes menos lluvioso es diciembre con 62 mm y los más, febrero y julio (107 mm). Pero las precipitaciones, distribuidas a lo largo del año, se caracterizan por su extremada irregularidad y variabilidad. Se han producido extensos períodos de sequía, como los registrados en 1988-89 y también son frecuentes los años con abundantes precipitaciones como 1992 (Severova 1997).

Las precipitaciones durante el período de estudio (fig. 3) mostraron el típico patrón irregular, y determinaron las variaciones del balance hídrico, poco afectado por la evapotranspiración. En total cayeron 2325 mm en 668 días, lo que arroja un promedio diario de 3.5 mm. Los 242 días con lluvia representan un 36 % del total, y en los mismos el promedio fue de 9.6 mm diarios. El 31 % de las veces la precipitación superó este promedio y el máximo registrado fue de 117.7 mm.

En la figura 4 abajo, se compara la precipitación mensual registrada con los promedios históricos (1961-1990). La mitad de las observaciones se sitúa por encima y la otra mitad por debajo de dichos promedios en forma alternada, sin mostrar por lo tanto un apartamiento importante del régimen histórico de lluvias. Sin embargo, el total de las precipitaciones ocurridas durante el periodo de estudio equivalen a 1270 mm anuales, un 13 % más que el promedio histórico.

Según la clasificación de Kjerfve (1986), la laguna de Rocha es de tipo obstruida por la presencia de una barra arenosa, el oleaje de alta energía y las mareas poco pronunciadas. Se caracteriza por su rápido lavado hacia el océano después de fuertes crecidas y una alta variación del nivel de agua (Conde *et al.* en prensa).

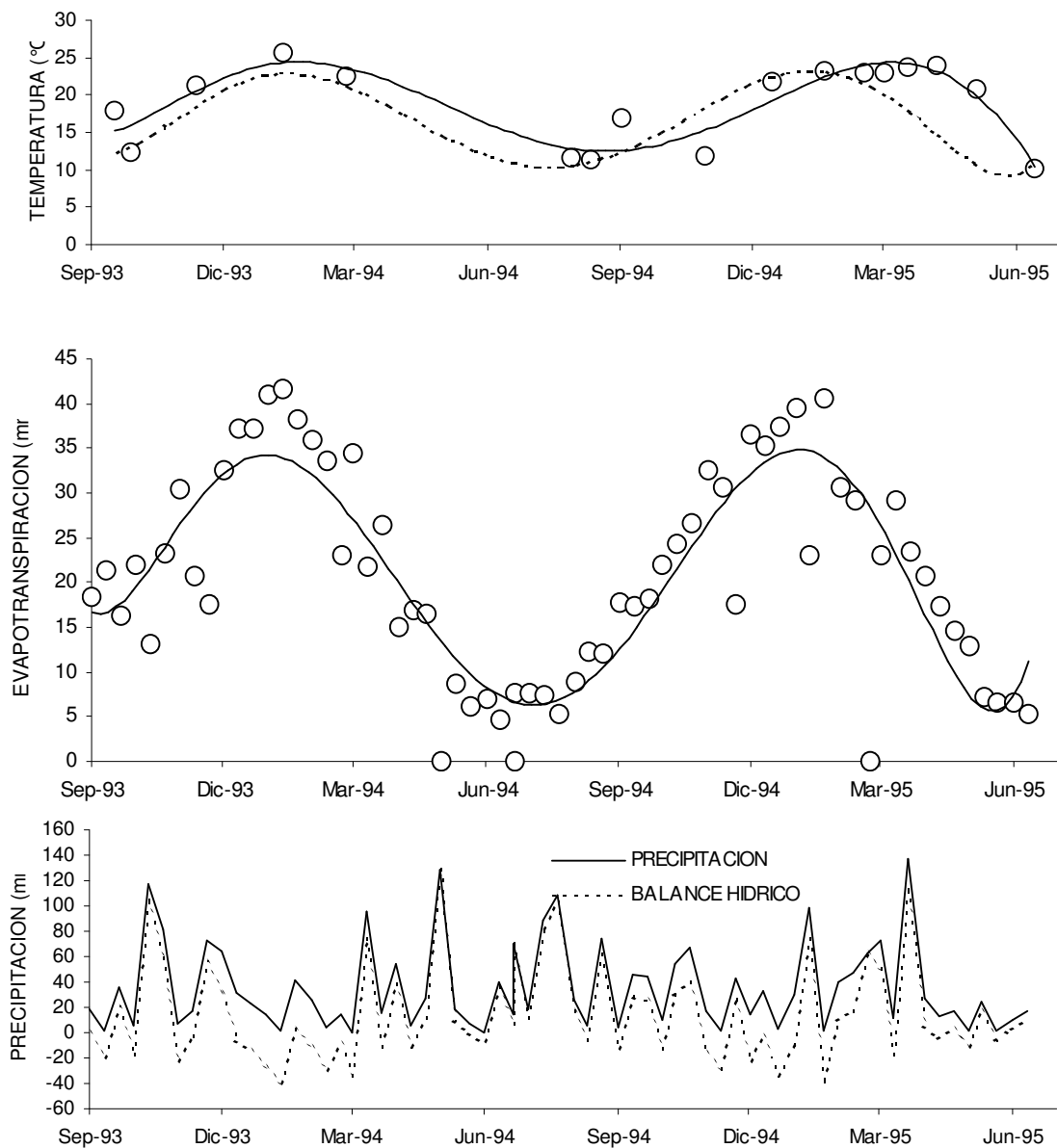


Figura 3. Arriba: Temperatura media mensual del aire para el período 1961-1990 en la ciudad de Rocha (línea punteada) y promedio entre las 8 y las 12 AM en los días de muestreo (círculos) con el mejor ajuste polinomial a efectos de mostrar la tendencia (línea continua). Centro: Evapotranspiración decádica y Abajo: precipitación y balance hídrico decádicos.

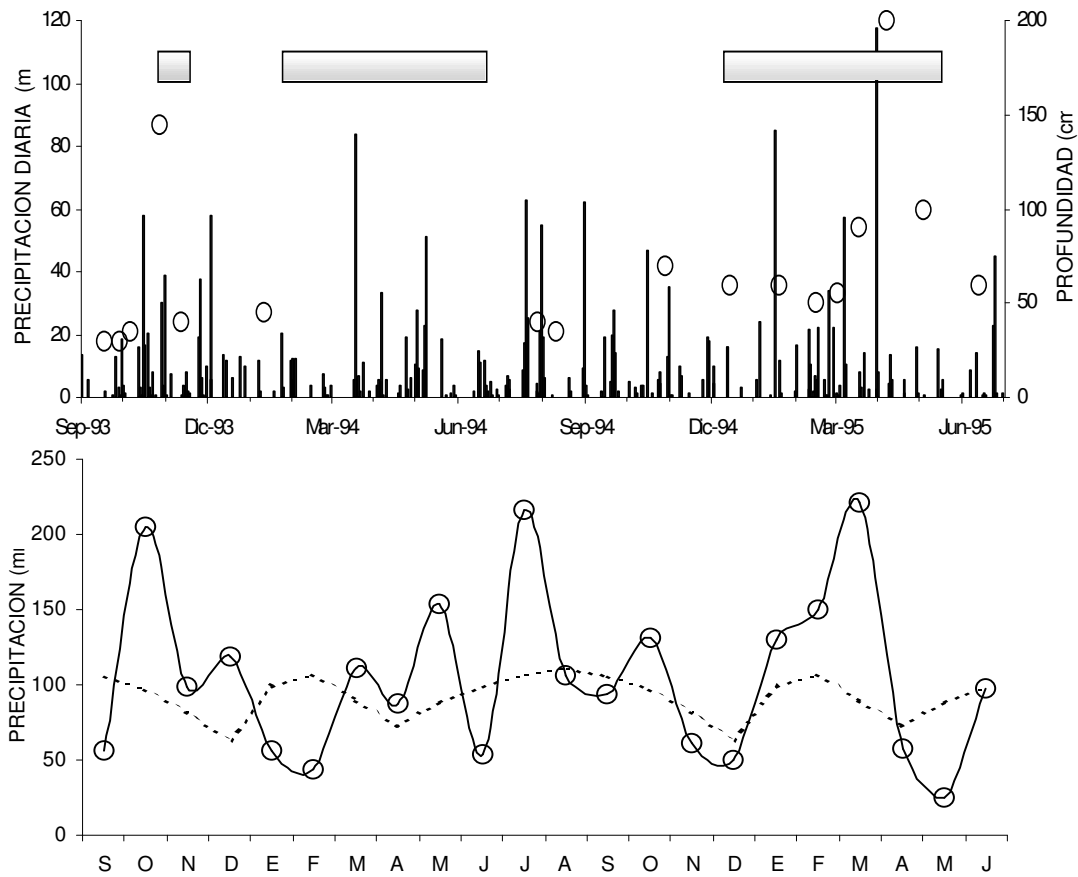


Figura 4. Arriba: Precipitación diaria (barras verticales), profundidad del agua (círculos) y períodos de barra cerrada (rectángulos horizontales) durante el período de estudio. Abajo: Precipitación mensual en el período de estudio (círculos y línea continua) y medias mensuales del período 1961 - 1990 (línea punteada).

La barra arenosa se abre con más frecuencia entre junio y agosto, y ocasionalmente en febrero, mayo, setiembre y octubre, produciendo una descarga de $570 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Ayup 1983a). Sin embargo, el régimen de apertura es sumamente variable.

Las observaciones realizadas, tanto en la duración de los períodos de barra cerrada y abierta como en su frecuencia, coinciden con los escasos datos históricos disponibles. Entre febrero de 1987 y junio de 1995 el lapso en que la barra estuvo cerrada varió de 25 días a 6 meses, mientras que las aperturas duraron entre 25 días y casi 5 meses. Además se cerró unas 16 veces en casi 8 años, lo que resulta en una frecuencia similar a la registrada en este trabajo (fig. 5).

Un flujo fluvial sostenido eleva el nivel de las lagunas costeras y termina por abrir la barra, hasta que el aporte de sedimentos por las olas la vuelve a cerrar (Nichols & Allen 1981). En términos generales la barra de Rocha se encuentra cerrada en los meses más cálidos, entre la primavera y el otoño, y abierta en los más fríos, entre el otoño y la primavera. Este patrón, similar al de la evapotranspiración, obedece al caudal hídrico que aumenta durante el otoño. Se observa un desplazamiento de este

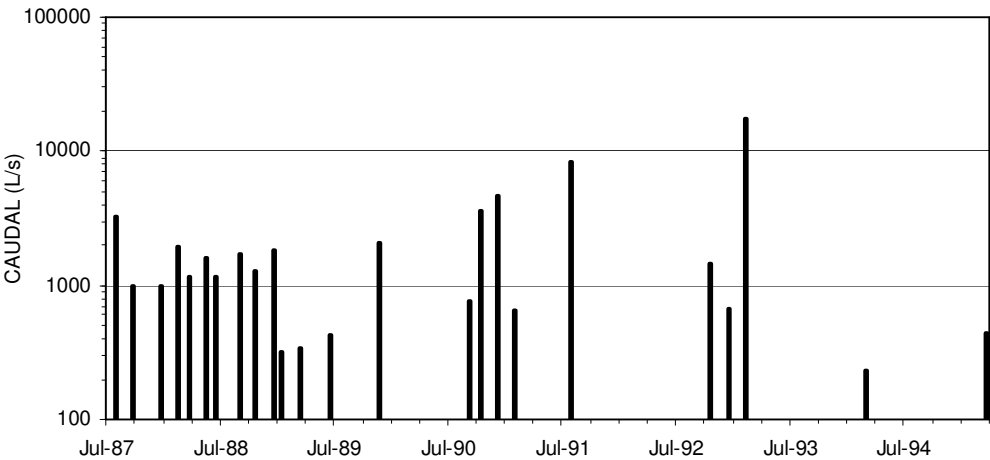
evento hacia una fecha cada vez más tardía. Por otra parte, a pesar de las abundantes precipitaciones registradas en 1992, éste fue el año en que la barra estuvo más tiempo cerrada, completando 7 meses en total. Su apertura es ocasionalmente efectuada o adelantada por los pobladores locales, dificultando cualquier intento de vincularla con las variables hidrometeorológicas. Sin embargo, tal apertura artificial sólo puede hacerse cuando la laguna alcanza cierto nivel de agua y está próxima su apertura natural.

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
1987												
1988	sin datos											
1989	sin datos											
1990												
1991												
1992												
1993												
1994												
1995												

Figura 5. Períodos de barra cerrada (sombreado) y barra abierta. La ausencia de uno o ambos de los bordes laterales en ciertos peíodos de barra cerrada inidica la falta de datos sobre la fecha de cierre (borde izquierdo) o apertura (borde derecho). Datos proporcionados por la Dirección Nacional de Hidrografía, excepto los correspondientes a 1987, que fueron tomados de Pintos et al. 1988.

De 24 registros de caudal del arroyo Rocha, entre julio de 1987 y marzo de 1995, diez fueron inferiores a 1 m³ s⁻¹, 13 entre 1 y 10 m³ s⁻¹, y en una ocasión alcanzó 17.22 m³ s⁻¹ (figura 6). El promedio de estos registros es de 2.37 m³ s⁻¹, sin embargo existe una estimación del caudal medio anual en 13.4 m³ s⁻¹ (MTOP 1979). Por otra parte, Arocena et al. (1996) midieron caudales de 2.3, 6.6, 1.9 y 16.2 m³ s⁻¹ en febrero, mayo, agosto y noviembre de 1995, respectivamente.

Figura 6. Caudal del arroyo Rocha. Datos proporcionados por la Dirección Nacional de Hidrografía



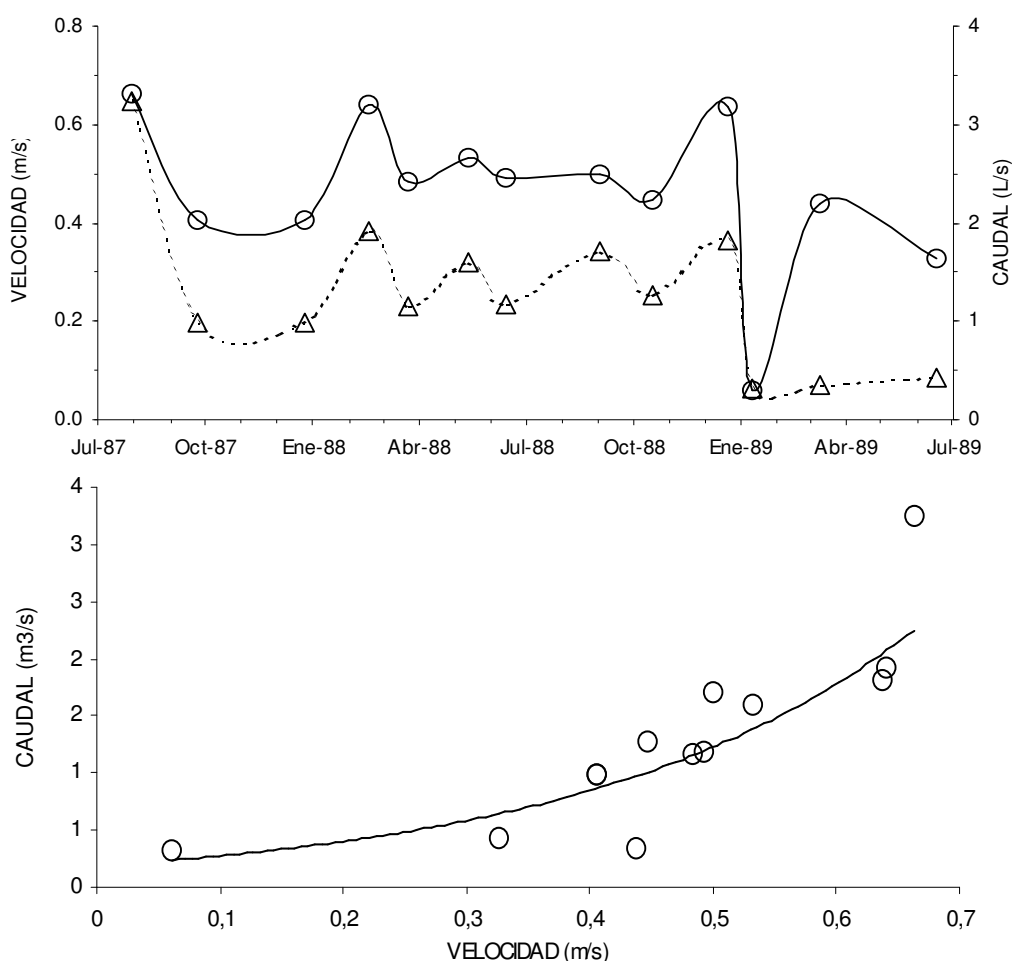


Figura 7. Arriba: Velocidad de corriente (círculos y línea continua) y caudal (triángulos y línea punteada) del arroyo Rocha entre julio de 1987 y junio de 1989. Abajo: correlación entre ambos parámetros. Datos proporcionados por la Dirección Nacional de Hidrografía.

En la figura 7 se muestran los caudales y velocidades de corriente para los dos primeros años de los datos proporcionados por la Dirección Nacional de Hidrografía, ya que en dicho período se concentran 13 registros aproximadamente bimensuales. Esto permite establecer una relación entre ambos parámetros para la estación de aforo del arroyo Rocha:

$$Q = 0.1904 e^{3.7263 V} \quad (R^2 = 0.7089)$$

La temperatura del agua de la laguna es similar a la del aire y presenta una gran variación diaria. En 1987 varió entre 7 °C en junio y 25 °C en enero (Pintos *et al.* 1991). Durante el presente muestreo lo hizo entre 9.0 y 24.2 °C y siempre estuvo muy próxima o dentro del rango de temperatura registrada en el aire durante la mañana correspondiente (figura 8). Si bien sigue en general un patrón estacional,

también presenta fuertes fluctuaciones diarias debidas a las mismas variaciones de la temperatura del aire.

El oxígeno disuelto en toda la columna de agua es siempre alto, próximo o superior al 100 % de saturación (Pintos *et al.* 1991). En el presente trabajo, el porcentaje de saturación mostró un patrón temporal muy similar al de la cantidad de oxígeno disuelto, indicando una escasa dependencia de los procesos biológicos. La mayoría de las veces el agua estuvo sobresaturada o próximo a la saturación de oxígeno, el que varió entre 5.8 mg L⁻¹ (69%) y 13.8 mg L⁻¹. El pH evolucionó de forma similar al oxígeno, excepto en el invierno de 1994. En ese caso, presentó un valor de 7.0, pero el resto de las veces fue superior y llegó a 9.4 en enero de 1995. Este máximo coincidió con los de saturación de oxígeno y temperatura, indicando una alta producción primaria.

El oxígeno y el pH alcanzaron sus valores mínimos el 7/4 con la crecida, tal vez por una menor producción del microfitobentos debido a su arrastre o a la disminución de la transparencia. El pico de SST, principalmente inorgánicos, del 15/2 también coincidió con una depresión de oxígeno en condiciones de poco viento, sugiriendo una producción primaria disminuída por la turbidez.

Normalmente, pocos días después de la apertura de la barra se desarrolla un fuerte gradiente de salinidad a causa de la intrusión de agua marina (Pintos *et al.* 1991). La zona de aguas límnicas corresponde a la desembocadura del arroyo Rocha, con una salinidad entre 0 y 3 ‰, aunque más frecuentemente próxima a 0 ‰. El bolsón o cubeta ubicado al NE presenta salinidades entre 3 y 18 ‰. El resto de la laguna, excepto el sur, entre 5 y 18 ‰, y la zona sur, próxima a la barra, entre 5 y 30 ‰ (Pintos *et al.* 1991). El tamaño de la boca, que en 1987 varió entre 15 y 200 m y el tiempo de apertura influyen directamente en los cambios de salinidad (Conde & Sommaruga 1999).

El sitio de muestreo, próximo a la desembocadura del arroyo Rocha, presentó cambios muy importantes de conductividad, la que alcanzó 19 mS cm⁻¹ en febrero de 1994. En cambio, fue de sólo 136 µS cm⁻¹ en setiembre de 1994 –coincidente con los bajos valores de pH. A partir de entonces aumentó en forma casi constante hasta el final del período, debido al ingreso de agua oceánica, excepto de enero a marzo cuando la barra se encontraba cerrada. La crecida de la laguna el 7/4 provocó la apertura de su barra arenosa y posterior entrada de agua salada desde el océano, elevándose notoriamente la conductividad eléctrica del agua. Por fuera de este período final, la relación entre la conductividad y el estado de apertura o cierre de la barra no es inmediata, ya que varía según esté entrando o saliendo agua por la boca de la laguna, así como si se está al inicio o al final de un período de cierre, en los que se pudo respectivamente atrapar el agua salada recién ingresada o bien llenarse la laguna de agua dulce.

Debido a la mezcla por los fuertes vientos del sudeste el agua es turbia por la resuspensión del sedimento, especialmente en la zona de agua dulce donde también influyen los principales afluentes (Conde *et al.* en prensa). Su principal afluente, el arroyo Rocha, aporta 4.9 kg s⁻¹ de material en suspensión, y la tasa de sedimentación en la laguna es de 1.0 a 2.3 cm anuales (Ayup 1983b). La descarga de arena hacia el océano durante la apertura de la barra puede llegar a 91,000 ton (Conde & Sommaruga 1999).

Los sólidos suspendidos presentaron fuertes y frecuentes fluctuaciones, entre 6 y 105 mg L⁻¹. A pesar de ello puede observarse al final del período una tendencia descendente conforme ocurría la intrusión salina. Este descenso se interrumpió, al igual que el incremento de la conductividad, cuando se cerró la barra, acumulándose agua más dulce en la laguna.

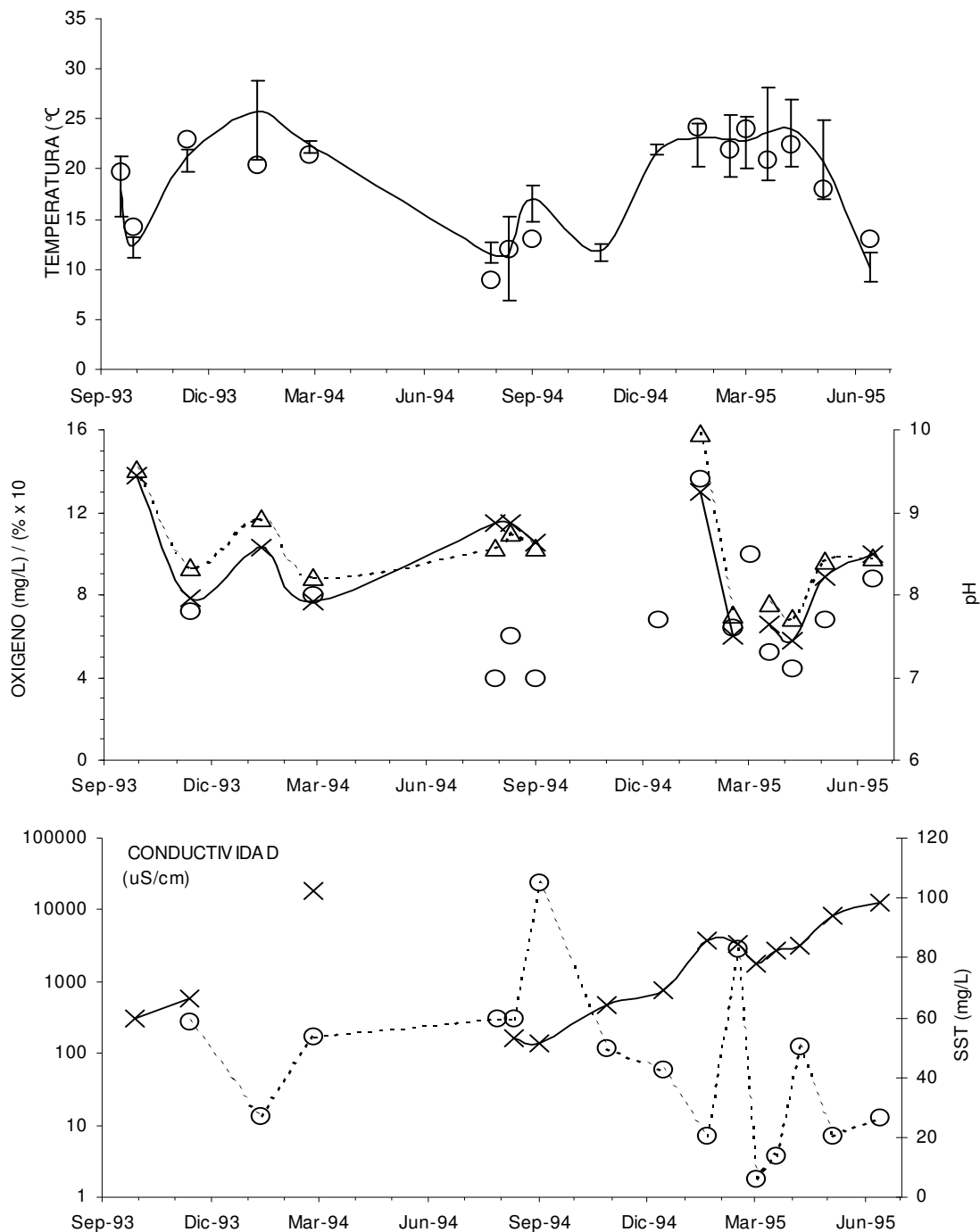


Figura 8. Variación de los principales parámetros fisicoquímicos en la estación de muestreo a lo largo del período de estudio. Arriba: temperatura del agua (círculos) y del aire (línea continua y barras indicando el rango). Centro: oxígeno disuelto (X y línea continua), su porcentaje de saturación

(triángulos y línea punteada) y pH (círculos). Abajo: conductividad eléctrica (X y línea continua) y sólidos suspendidos totales (círculos y línea punteada).

Estas relaciones se ilustran en la figura 9. Los sólidos guardan una correlación inversa con el logaritmo de la conductividad, reflejando el menor aporte de sedimentos en suspensión por parte del agua de origen oceánico que por el agua dulce. El pH y el oxígeno, por su parte, guardan una relación lineal directa que muestra que ambos parámetros obedecen a causas comunes como la producción y la descomposición.

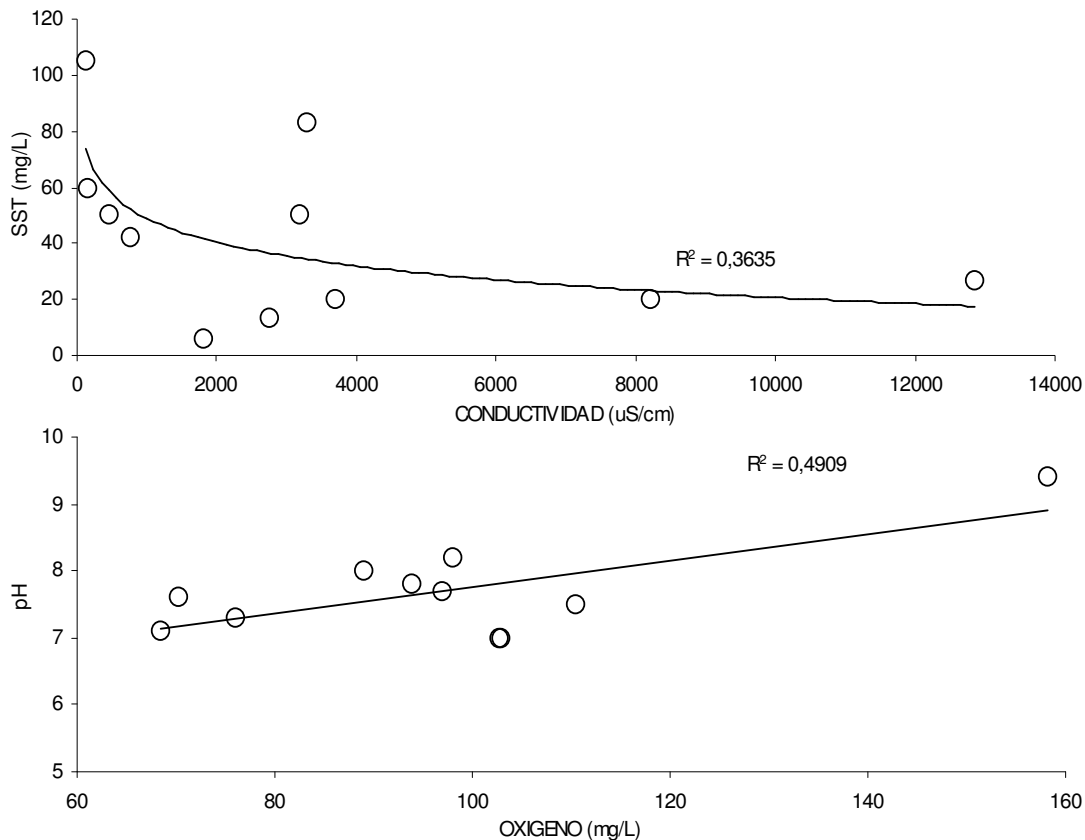


Figura 9. Correlaciones entre la conductividad y los sólidos suspendidos (arriba) para los datos posteriores a agosto de 1994, y entre el oxígeno disuelto y el pH para el total de los datos registrados.

La función de correlación entre el pH y el oxígeno muestra que por cada mg L^{-1} que varíe éste, aquél lo hace en casi 0.2 unidades. En caso de mantenerse esta relación por debajo de los valores registrados, a una ausencia total de oxígeno correspondería un pH de 5.8. Es sumamente improbable que la laguna registre una reducción importante de oxígeno debido a su continua mezcla y poca profundidad, pero aún así nunca se daría una acidificación de sus aguas, las que en general mantienen un pH alcalino.

La concentración de sólidos suspendidos en el agua no guardan relación con la dirección ni la velocidad del viento. Tampoco con el alcance efectivo para bajos valores de éste, pero sí cuando sólo se consideraron los mayores a 30 km (fig. 10)

La función exponencial ajustada a esta relación muestra un efecto muy importante de los altos valores de alcance efectivo (AE) en los sólidos suspendidos:

$$SST = 0,0275 e^{0,1394 AE}$$

Para el máximo alcance efectivo estimado en el sitio de observación de la laguna de Rocha, correspondiente a vientos de 130° (SE) y equivalente a 63.655 km, se alcanzaría una concentración teórica de 196 mg L⁻¹ de sólidos en suspensión.

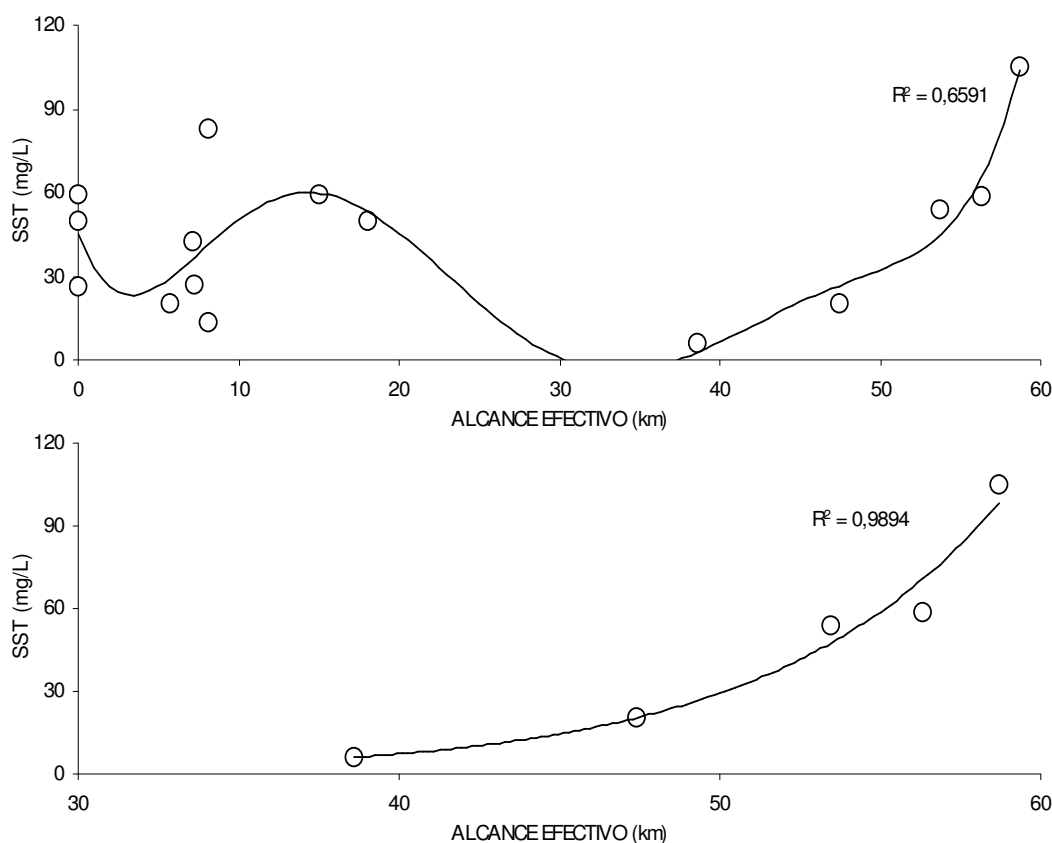


Figura 10. Arriba: Alcance efectivo del viento dominante en el momento del muestreo y cantidad correspondiente de sólidos suspendidos en el agua. La línea indica el mejor ajuste polinomial al sólo efecto de mostrar la tendencia. Abajo: Correlación exponencial entre ambos parámetros para los más altos valores de alcance efectivo.

Las amplias variaciones del fósforo total (fig. 11) son debidas en algunas ocasiones a la fracción particulada y en otras a la disuelta, o bien a ambas. Esta última está a su vez determinada principalmente por el PO₄, que en general conforma su mayor parte.

El PT y el PO₄ superaron en varias oportunidades los rangos reportados por Sommaruga & Pintos (1991) y Pintos *et al.* (1991) respectivamente, en especial en 1995. Al igual que el NO₃, el PO₄ muestra valores mayores a los reportados por Valdés & Real (1994) en la tropical laguna Chelem,

carente de aportes fluviales pero no antropogénicos, y donde en cambio el NO_2 y el NH_4 supera las concentraciones encontradas en la laguna de Rocha. En ésta se da la situación inversa: importantes aportes fluviales y escasas fuentes de contaminación.

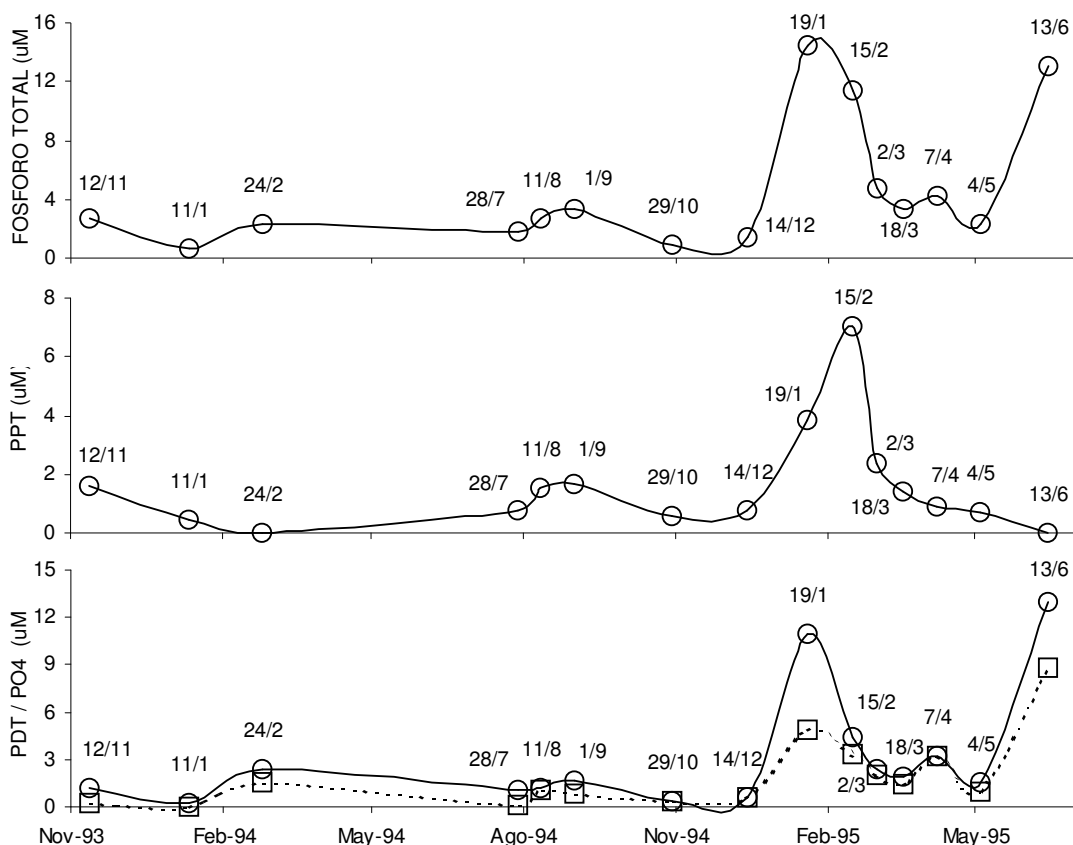


Figura 11. Variación temporal de la concentración de fósforo total, particulado total (PPT), disuelto total (PDT, círculos y línea continua) y PO_4 (cuadrados y línea punteada)

Las concentraciones de NO_3 se hallan dentro del rango dado por Pintos *et al.* (1991) y por Sommaruga & Pintos (1991), excepto la del 4/5. En general este compuesto es más abundante que el NH_4 (fig. 12). También éste presenta en general concentraciones comprendidas por dichos rangos. Es mucho mayor que en la laguna de Arcachon, caracterizada por una alta asimilación de NH_4 por las macrófitas (Rysgaard *et al.* 1996). En cambio la laguna de Rocha carece de un desarrollo importante de macrófitas. Tan sólo un cinturón litoral de juncos (*Schoenoplectus californicus*) cubre menos del 2% del área de la laguna, principalmente en su parte norte (Conde *et al.* en prensa).

La alta variabilidad en las concentraciones de las principales formas de nutrientes en la laguna de Rocha se explican por su dinámica siempre cambiante, con aportes de agua de distinto origen, vientos cambiantes en velocidad y dirección con efectos por lo tanto diferentes sobre la mezcla de la columna de agua y la resuspensión del sedimento, y un nivel de agua también cambiante.

En resumen, en la laguna Rocha aparecen como factores clave los factores ambientales, especialmente el viento, la precipitación y el hecho de que la barra arenosa se abra o no. Estos

factores cambian las características físico-químicas del agua y hacen probablemente poco relevante los componentes biológicos como elementos clave en la organización del ecosistema lagunar. Ello se ve claramente en las fluctuaciones de la conductividad y del nivel del agua así como en los cambios del oxígeno, sólidos en suspensión o pH.

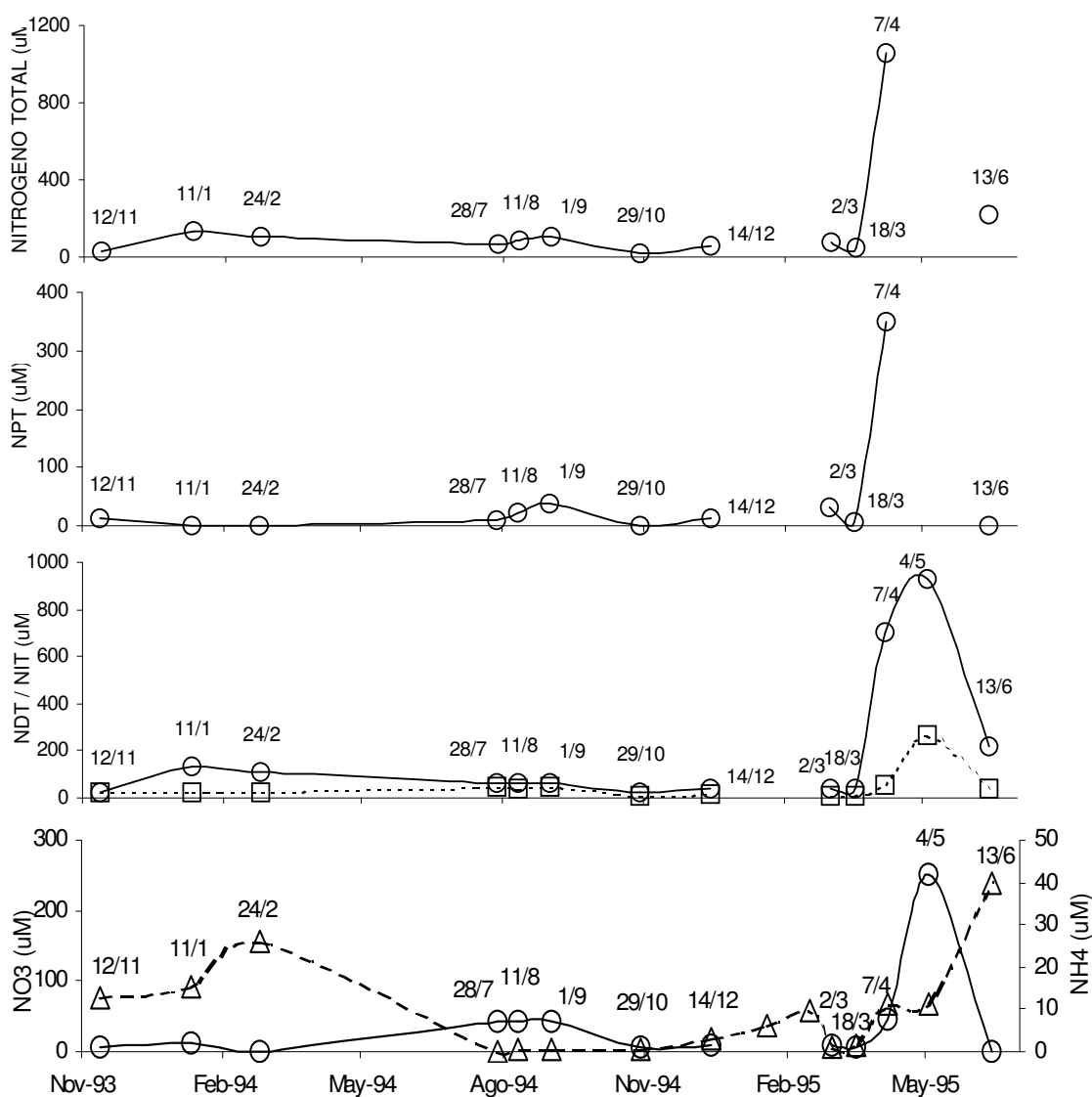


Figura 13. Variación temporal de la concentración de nitrógeno total, particulado total (NPT), disuelto total (NDT, círculos y línea continua), inorgánico (NIT, cuadrados y línea punteada), NO_3 (círculos y línea continua) y NH_4 (triángulos y línea punteada).

En las épocas de barra cerrada y baja precipitación es probable que los cambios debidos a las comunidades (producción primaria, competencia entre especies, etc.) sean mas importantes, pero el sistema es altamente dependiente de las perturbaciones externas de gran intensidad que se producen de forma relativamente frecuente. Es probable que algunas interacciones biológicas a nivel

superior (por ejemplo depredación por peces o control de herbívoros por alguna especie) sean muy importantes pero no han sido estudiadas en este trabajo.

BIBLIOGRAFIA

- APHA. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA - AWWA - WPCF. Washington: 1268 p.
- Arocena R, D Conde, D Fabián, J Gorga & J Clemente. 1996. Calidad de agua en la Laguna de Rocha: Rol de sus principales afluentes. Informe final. PROBIDES-Facultad de Ciencias. Montevideo
- Ayup R. 1983a. Particularidades de la apertura de la barrera litoral de la Laguna de Rocha. Causas que la favorecen y aportes sedimentarios al litoral costero oceánico uruguayo. Res. Com. Jorn. C. Nat., Montevideo 3: 85-86.
- Ayup R. 1983b. Aspectos deposicionales y sedimentación de la Laguna de Rocha. Res. Com. Jorn. C. Nat., Montevideo 3: 16.
- Barnes RSK. 1980. Coastal lagoons. Cambridge University Press. Cambridge: 106 p.
- Conde D & R Sommaruga. 1999. A Review of the State of Limnology in Uruguay. En Wetzel RG & B Gopal (eds.) Limnology in Developing Countries 2. SIL-ISP. Nueva Delhi: 1-31
- Conde D, S Bonilla, L Aubriot, R de León & W Pintos. (en prensa). Comparison of the areal amount of chlorophyll *a* of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. Hydrobiologia
- Hakanson L. 1981. A Manual of Lake Morphometry. Springer-Verlag. Berlin:78 p.
- Hutchinson, GE. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1 Geography, Physics and Chemistry. Wiley, N.Y., etc.: 1015
- Kjerfve B. 1986. Comparative Oceanography of Coastal lagoons. In Wolfe, DA. Estuarine Variability. Academic Press, S. Diego: 63-81
- Kjerfve B & KE Magill. 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. Marine Geology 88: 187 – 199
- Koroleff F (1970) *Revised version of direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue*. Int. Con. Explor. Sea C.M. 1969/C9. ICES, Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlab. Rep. 3: 19-22
- López Laborde J. 1993. Los ambientes costeros del Uruguay. Estado actual de conocimientos geológicos y físicos. En: OEA. El Manejo de Ambientes y Recursos Costeros en América Latina y el Caribe. Vol. 2: 197-215.
- MTOP. 1979. Conservación y mejora de playas. Reporte técnico URU 73.007. PNUD-MTOP-UNESCO. Montevideo: 593 p.
- Müller R & O Widemann (1955) *Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser*. Von Wasser 22: 247 p.
- Murphy J & JP Riley. 1962. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analyt. Chim. Acta 27: 31-36.
- Nichols M & G Allen. 1981. Sedimentary processes in Coastal Lagoons. In UNESCO Coastal lagoon research, present and future. Tech. papers in mar. sci. 33: 27 – 80
- Niencheski LF & MG Baumgarten. 1997. Environmental chemistry. Environment and biota of the Patos lagoon estuary. En Seeliger U, C Odebrecht & J Castelo (eds.) Subtropical Convergence Environments. The Coast and the Sea in the Southern Atlantic. Springer-Verlag. Berlin: 20-23.
- Pintos W, D Conde, R de León, MJ Cardezo, A Jorcín & R Sommaruga. 1991. Some limnological characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). Rev. Brasil. Biol. 51 (1): 79-84.
- Rysgaard S, N Risgaard-Petersen & NP Sloth. 1996. Nitrification, denitrification, and nitrate ammonification in sediments of two coastal lagoons in southern France. HYDROBIOLOGIA 329 (1-3): 133-141
- Severova V. 1997. CARACTERISTICAS GENERALES DEL CLIMA SOBRE URUGUAY. http://www.rau.edu.uy/uruguay/geografia/Uy_c-info.htm
- Sommaruga R & W Pintos. 1991. Laguna de Rocha. En LBRI/ILEC (eds.) Data Book of World Lake Environments. A Survey of the State of World Lakes. ILEC/UNEP, SAM-9. Otsu: 7 pp.
- Strickland JDH y TR Parsons. 1972. A practical Handbook of Seawater Analysis. Fish. Res. Board Canada. 310 p.
- Valderrama JC. 1981. The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters. Mar. Chem. 10: 109-122.
- Valdes D & E Real. 1994. Flujos de amonio, nitrito, nitrato y fosfato a traves de la interfase sedimento-agua, en una laguna tropical. CIENC.-MAR. 1994 vol. 20, no. 1, pp. 65-80

Vieira S. 1969. Tiempo y Clima. Colección Nuestra Tierra N° 8. Ed. Nuestra Tierra, Montevideo: 68 p.
Zimmermann JPF. 1981. The flushing of well-mixed tidal lagoons and its seasonal fluctuations. En UNESCO. Coastal lagoon research, present and future. Tech. Papers in Mar. Sci. 33: 348

DISEÑO Y FUNCIONAMIENTO DE MESOCOSMOS BENTICOS EN UNA LAGUNA COSTERA DE URUGUAY

1. INTRODUCCION

La limnología es aún hasta nuestros días, una ciencia principalmente basada en extensas campañas de muestreo en la naturaleza. La necesidad de probar las hipótesis así generadas, condujo a la realización de ensayos relativamente simples en el laboratorio. Sin embargo, pronto se entendió que los resultados de estos experimentos, utilizados principalmente en ecotoxicología, no podían ser directamente extrapolados a los ecosistemas naturales, debido a la alta complejidad de los mismos.

Schindler (1975 y 1977) realizó experimentos en lagos enteros, en el Area de Lagos Experimentales (ELA), a los que añadió diferentes nutrientes (C, N, P) para investigar cuál de ellos debía controlarse a fin de disminuir la eutrofización. Sin embargo, la realización de experimentos en el campo se enfrenta a la dificultad de una falta de control de las dosis aplicadas, y al riesgo de provocar perjuicios ambientales con los tratamientos ensayados. Además, la amplia variabilidad de los parámetros tanto abióticos como bióticos, obliga a tomar un número muy alto de muestras.

La solución se buscó entonces en combinar una simulación adecuada de las condiciones naturales con la posibilidades de control y medición que brindan modelos artificiales montados en tierra (Notini *et al.* 1977), o bien mediante el aislamiento de una parte del ecosistema acuático, cuyas variables puedan ser fácilmente medidas y hasta cierto punto, también controladas.

Ambos tipos de sistema artificial son modelos del ambiente natural y como tales no pretenden reproducirlo exactamente, lo cual es imposible, sino que se trata de simplificaciones que reproducen las características principales. Tales dispositivos recibieron distintos nombres, al menos hasta que el Grupo de Trabajo 85 del Comité Científico en Investigación Oceánica (SCOR) de la UNESCO, produjo su informe sobre lo que genéricamente denominó ecosistemas experimentales, que incluyen los llamados limnocorales. Se trata de sistemas confinados físicamente, autosuficientes, multitróficos y de un tamaño suficiente como para permitir un muestreo significativo sin que por ello resulten alteradas las comunidades allí incluidas. De acuerdo a su tamaño se distinguen los mesocosmos, de 1 a 1000 m³ si son pelágicos o de 0.1 a 100 m² si son bénticos, de los microcosmos y los macrocosmos cuando son menores y mayores que esos límites, respectivamente (UNESCO 1991). Mientras los mesocosmos atienden más a contar con un alto grado de realismo ecológico para estudios a largo plazo sobre los efectos de la contaminación, los microcosmos apuntan a una mayor flexibilidad, simplicidad y capacidad experimental para estudiar, por ejemplo, los modos de acción de una sustancia (Landner *et al.* 1989).

Se han desarrollado mesocosmos de variadas dimensiones y diseños, y son numerosos los trabajos realizados en ellos, como lo muestran las revisiones de Davies & Gamble (1979), Grice & Reeve (1982), Ravera (1989) y UNESCO (1991).

El comportamiento de un mesocosmos depende de su diseño, y los diferentes diseños tanto sirven a distintos propósitos (Berge *et al.* 1986) como se adecuan a distintos cuerpos de agua. Los

mesocosmos aseguran generalmente que sean muestreadas las mismas poblaciones durante un período prolongado, que los varios niveles tróficos encerrados mantengan sus proporciones naturales, y que se puedan manipular varias réplicas (Davies & Gamble 1979). Al menos al momento de ser instalados, las características ecológicas dentro del mesocosmos son idénticas a las del sistema natural, y si bien cierto grado de alteración es inevitable, éste puede ser conocido (Ravera 1992) y por tanto considerado al momento de analizar los resultados.

Tan importante como el realismo, es la replicabilidad del sistema, aunque ambas propiedades parecen estar inversamente correlacionadas (Kuiper *et al.* 1983). Para realizar experimentos son necesarios varios dispositivos idénticos, cada uno conteniendo un importante volumen de agua tanto para reducir el efecto pared (crecimiento indeseado de perifiton, especialmente bacterias, en las paredes), como para permitir muestreos frecuentes y significativos sin modificar de manera importante el volumen encerrado de agua, sedimento u organismos. Por otro lado esos sistemas deben ser simples, fáciles de manejar y poco costosos, lo que requiere de un compromiso entre estas cualidades, su número y volumen.

Si bien los limnocorales más grandes tienen las ventajas arriba mencionadas, no serían apropiados para el estudio por ejemplo del zooplankton, cuya distribución horizontal no es uniforme en los mismos (Stephenson *et al.* 1984). En general, el aumento del tamaño conlleva un aumento de la heterogeneidad espacial. Por el contrario, las diferencias entre el mesocosmos y el sistema real, aumentan más rápido cuanto menor es el tamaño, por lo que a mayor duración de los experimentos mayor debe ser el mesocosmos (Ravera 1992).

Según Landner *et al.* (1989) se debe privilegiar el realismo a costa de la replicación cuando el objetivo es predecir los efectos en sistemas naturales, particularmente efectos secundarios a nivel de comunidad o ecosistema. Si, dependiendo de los objetivos, los mesocosmos se mantienen parcialmente abiertos al sistema madre, pueden obtenerse condiciones aún más realistas. Esto puede lograrse mediante un sistema de flujo, siempre que el mismo sea acorde con el tiempo de generación del fitoplancton para que éste no sea lavado, o por la simple infiltración a través de los sedimentos, o bien mediante paredes porosas como las empleadas por de Lafontaine & Leggett (1987a, b) para estudios de larvas de peces. Farke *et al.* (1984) directamente conectaron el interior del mesocosmos con el agua circundante mediante un tubo que permitía un intercambio total del agua dos veces al día, siguiendo el ritmo de las mareas.

Un efecto indeseado de los mesocosmos es la reducción de la turbulencia natural. Boyce (1974) alerta sobre la extrapolación a todo el cuerpo de agua de los resultados que dependen de transferencias verticales. Similares perfiles térmicos afuera y adentro no implican que dichas transferencias sean también similares, ya que pueden ser debidas a los flujos horizontales de calor a través de las paredes. Estas transmiten, aunque atenuado, el componente horizontal de la turbulencia gracias a la flexibilidad de la pared, pero no sucede lo mismo con el componente vertical. Además las olas y corrientes están ausentes o muy reducidas dentro de los encierros, lo que aumenta la diferencia de la turbulencia vertical con el exterior. En ocasiones esto ha sido contemplado mediante dispositivos que mezclan artificialmente el agua contenida en los mesocosmos. La reducción de la turbulencia aumenta la tasa de sedimentación del fitoplancton, influenciando el desarrollo de todo el

sistema, a la vez que disminuye el reciclaje de nutrientes desde el sedimento.

Según Davies & Gamble (1979) y Ravera (1992) los ecosistemas experimentales a gran escala tienen un importante papel que jugar en el estudio del nexo entre la columna de agua y el sedimento para la investigación de la contaminación. Esto es particularmente importante para los efectos del agua de saneamiento en áreas costeras, ya que la materia particulada, tras atravesar rápidamente la columna de agua, llega a los sedimentos, destino final de la mayor parte de los nutrientes y contaminantes.

Los mesocosmos abiertos al sedimento incorporan complejas interacciones naturales, como la competencia y el reciclaje de nutrientes, permitiendo el estudio de las interacciones pelágico-bénticas, pero presentan dificultades de diseño para aguas costeras con incursiones mareales (Davies & Gamble 1979) o cualquier otro cambio de nivel como ocurre en las lagunas costeras. Precisamente estas aguas someras son significativamente influenciadas por la interfase agua-sedimento, con alternancia de sedimentación y resuspensión (UNESCO 1991). Otro problema en aguas costeras es el cambio de salinidad en el agua circundante, que provoca un intercambio de agua a través del sedimento arenoso (Smetacek *et al.* 1976).

2. ANTECEDENTES

El primer gran contenedor fue desarrollado para medir producción primaria en el mar (Strickland & Terhune 1961, McAllister *et al.* 1961). Consistía en una bolsa esférica de 6 m de diámetro con un estrecho cuello abierto a la superficie para la toma de muestras (Fig. 1a) e incluía un dispositivo mezclador en forma de sombrilla que se movía verticalmente accionado por un motor.

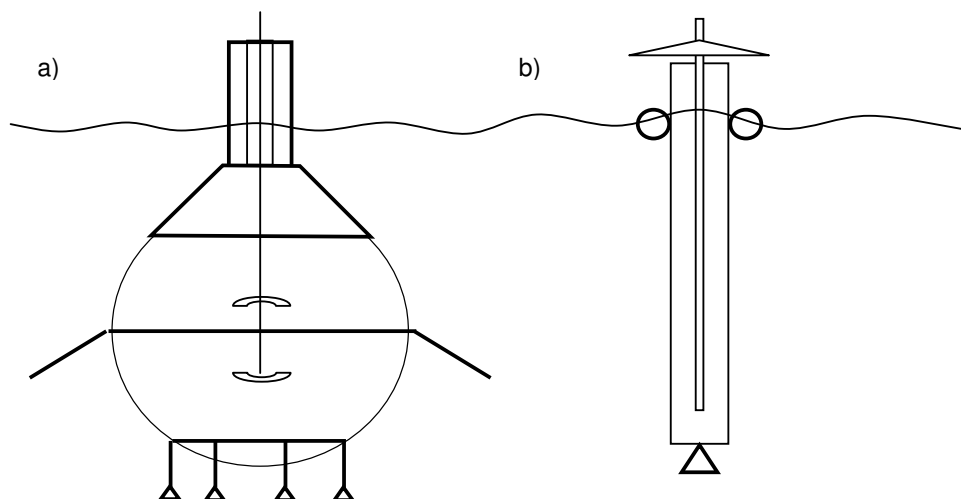


Figura 1. Bolsas pelágicas: a) de Strickland, b) de Brockmann

Tubos pequeños empleados previamente, como los propuestos ya en 1956 por Margalef (McAllister *et al.* 1961) no mantenían la población natural tal vez debido al efecto pared, favorecido por su baja relación volumen/superficie (Lund 1972). Esta relación, que también afecta la turbulencia del agua

encerrada, y consecuentemente la distribución de sus propiedades y organismos, es siempre mucho menor que en los sistemas naturales (Ravera 1992).

Sin embargo, Brockmann *et al.* (1983) utilizaron bolsas flotantes de sólo 1 m de diámetro (Fig. 1b) argumentando su más fácil instalación, menores costos y representatividad de las muestras debido a la falta de parches horizontales, aunque reconocen las limitaciones del pequeño diámetro tanto para el desarrollo de niveles tróficos superiores, como por el efecto pared. Otra ventaja, señalada por Kuiper *et al.* (1983), es la mayor facilidad con que se pueden mezclar, incluso como simple resultado de las actividades de muestreo. Kuiper (1977) encontró patrones muy similares de desarrollo del plancton marino entre varias bolsas plásticas de 0.75 m de diámetro, probando que el método era apropiado para evaluar los efectos tóxicos de los contaminantes ambientales.

El uso de mesocosmos se incrementó en los años setenta. La mayoría de los experimentos marinos empleaban principalmente bolsas flotantes de variados tamaños para investigar el efecto de los contaminantes y la eutrofización en el plancton. Bodungen *et al.* (1976) incluyen por vez primera los sedimentos dentro de un mesocosmos marino (Fig. 2a).

En esa misma década su uso se extendió a las aguas continentales. Shapiro (1973) también empleó bolsas de polietileno de sólo 1 m de diámetro para demostrar la mayor habilidad de las algas verde-azules respecto de las verdes para obtener CO_2 a bajas concentraciones. Por el contrario, los tubos de Lund (1972) tenían 45.5 m de diámetro y eran también abiertos al sedimento (Fig. 2b). En estos mismos tubos, Reynolds *et al.* (1983) encontraron que las diatomeas proliferaban con la mezcla producida al bombear agua hipolimnética en la superficie. La secuencia fitoplanctónica encontrada, similar a la sucesión natural, sugirió que ésta depende más de los cambios físicos que de otras variables.

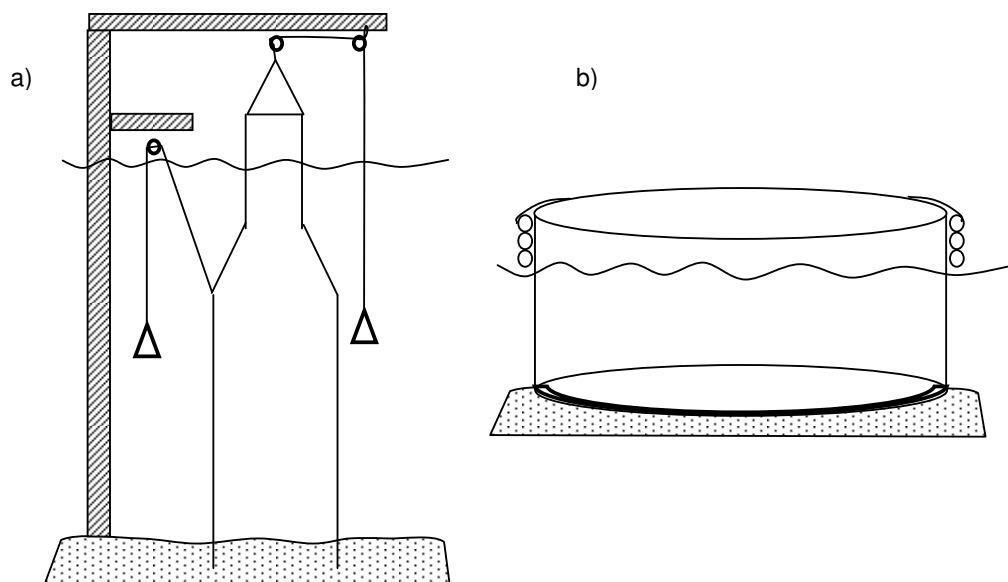


Figura 2. Mesocosmos abiertos: a) Torre de Plancton de Kiel, b) Tubos de Lund

En la Torre de Plancton de Kiel (Bodungen *et al.* 1976) en 33 días, el agua salina más densa entró por los sedimentos provocando una alta concentración de nutrientes y baja de oxígeno en el fondo (Smetacek *et al.* 1976). Si bien en ese caso la influencia de la marea era despreciable, su exposición al viento y el oleaje requirió de estructuras sumamente pesadas y complejas.

El tanque MERL (Oviatt *et al.* 1989) de fibra de vidrio (1.8 x 5.4 m) incluye 37 cm de sedimento, circulación de agua y control de temperatura. Un agitador de 50 cm Ø, ubicado a 60 cm del sedimento es movido verticalmente cada 6 hs reproduciendo la resuspensión natural de la bahía de Narrangsett (Fig. 3a).

Es reciente el uso de mesocosmos en lagunas costeras, donde se utilizan principalmente tanques en tierra (Taylor *et al.* 1995). En tales dispositivos es necesario mantener el agua mezclada mediante algún tipo de agitador, así como proveer un flujo artificial de agua (Fig. 3b). Además, el sedimento introducido sufre una alteración en la distribución vertical de sus propiedades durante su extracción y transporte, salvo que se empleen sistemas sumamente complicados como el descrito por Berge *et al.* (1986). El comportamiento hidrodinámico es totalmente diferente, todo lo cual produce importantes diferencias biológicas con el sistema natural (Fig. 3c).

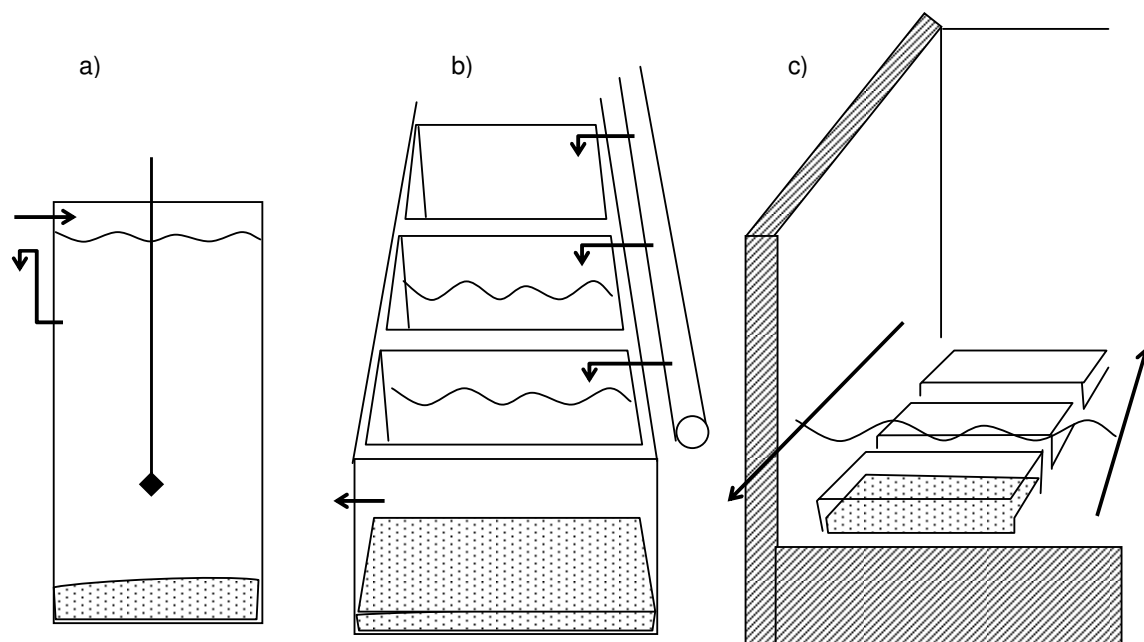


Figura 3. Tanques costeros: a) MERL de Oviatt, b) de Taylor, c) de Berge

Las lagunas costeras se parecen a las zonas intermareales en que son someras, sometidas a fuertes vientos y corrientes, y en la variación temporal del nivel del agua. Si bien esta variación no tiene la frecuencia de las mareas, igualmente suele estar presente en experimentos a largo plazo (varias semanas). Consecuentemente, los mesocosmos deben tener características similares: permitir un amplio recorrido vertical del agua y ser resistentes a las adversas condiciones físicas. Ambas

propiedades pueden ser contradictorias, ya que para la primera deben extenderse considerablemente por encima de la superficie del agua, lo que los deja expuestos a la acción del viento.

Alternativamente, Schiewer (1997) describe los mesocosmos FLAK (2 m Ø X 90 cm) de polietileno con el borde superior flotante y adherido por debajo a un anillo metálico que es enterrado en el fondo (Fig. 4a). Pero la profundidad sólo variaba entre los 50 y los 80 cm en las aguas estuarinas donde estudió durante dos meses la influencia de los nutrientes en las comunidades.

Un sistema similar (5 m Ø x 20 m) de paredes también de polietileno sostenidas por un flotador subsuperficial de fibra de vidrio pero cerrado, y con un anillo de acero cubierto con resina epoxi enterrado en el sedimento, presentó problemas de colapsamiento cuando cambiaba la densidad del agua (UNESCO 1991).

Lacaze (1971) utilizó tubos de polietileno de sólo 60 cm de diámetro en una laguna de 2 m de profundidad. Mientras la parte superior estaba equipada con flotadores, la inferior se enterraba 5 cm en la arena (Fig. 4b). Si bien concluye que las perturbaciones producidas por un dispositivo experimental sobre el ambiente natural son inevitables, aquéllas pueden y deben reducirse a un mínimo y son además fácilmente detectables en un dispositivo testigo.

Una variante de este diseño es el de Stephenson & Kane (1984) en que el tope del cilindro de polietileno en vez de flotar está sostenido por encima de la superficie del agua mediante una estructura metálica (Fig. 4c).

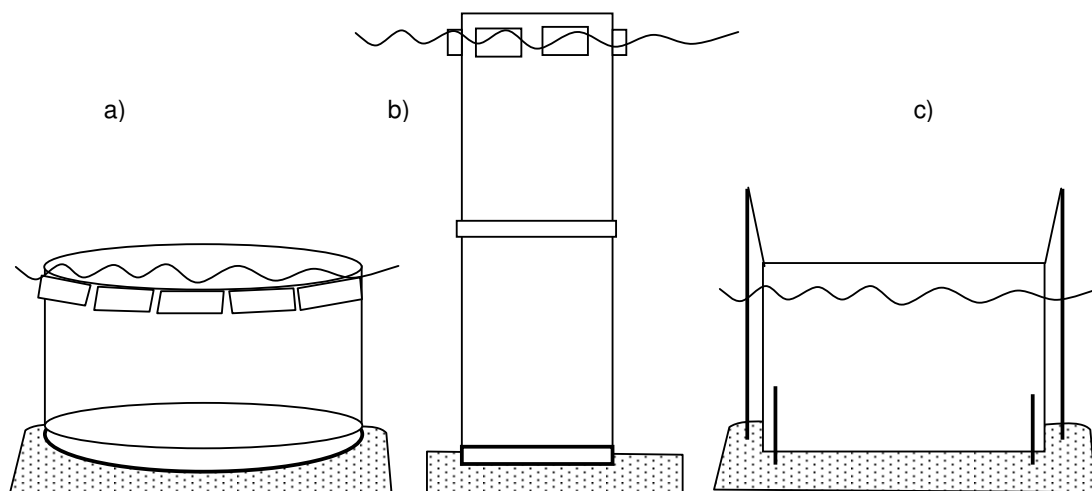


Figura 4. Mesocosmos benthicos costeros: a) FLAK, b) Tubos de Lacaze, c) de Stephenson & Kane

3. OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es diseñar un sistema que permita estudiar los efectos de los nutrientes en la comunidad bentónica de la laguna de Rocha, tal cual se halla en la naturaleza, aislándola parcialmente del sistema madre, pero sometida a sus variaciones naturales, de modo que simule lo mejor posible las características de la laguna.

La laguna de Rocha tiene una profundidad muy variable debido a la comunicación periódica pero irregular con el océano Atlántico, a través de la apertura de su barra arenosa. Por su poca profundidad y los fuertes vientos dominantes, no se forman gradientes verticales de salinidad ni temperatura. Una descripción más detallada del sistema puede encontrarse en Pintos *et al.* (1991).

Dado su tamaño (72 km²), es muy difícil dar una visión general de toda la laguna, los procesos que la afectan y los factores claves que pueden producir su eutrofización. El estudio mediante mesocosmos pretende dar algunas respuestas a las interrogantes que se plantean en este aspecto.

4. DISEÑO DE LOS LIMNOCORRALES

4.1. ESTRUCTURA DE SOSTEN

El diseño de mesocosmos para la laguna de Rocha requería atender criterios de bajo costo, facilidad de instalación y manejo, y cierta duración, aparte de reproducir el ambiente y contar con réplicas. Se buscó entonces un compromiso óptimo entre realismo (tamaño) y reproducibilidad (número) con un presupuesto limitado. Considerando los fuertes vientos dominantes en la costa atlántica, los corrales debían ser sumamente resistentes.

El límite superior en el tamaño no sólo estaba impuesto por los costos sino también por la necesaria exclusión de peces, los que podían causar alteraciones importantes y sobre todo diferentes en cada unidad. Se proyectó instalar 6 corrales a efectos de poder ensayar distintos tratamientos, réplicas y controles.

La superficie de cada limnocorral se determinó para que posibilitara un muestreo de 10 réplicas mensuales de sedimento durante un año, con corer de 6.0 cm de diámetro (0.34 m²). Se consideró más de diez veces esta superficie (4 m²) a efectos de evitar que la remoción de los organismos del bentos afectara la dinámica de la comunidad. Se escogió la forma cilíndrica por ser la que ofrece menos resistencia a las fuerzas externas. El diámetro resultante fue de 2.26 m, con una circunferencia de 7.1 m.

La alternativa de cilindros de borde flotante para obtener una altura variable fue descartada, porque al descender el nivel del agua las paredes se plegarían cubriendo un área importante del sedimento. Se optó entonces por una estructura semirígida de sostén que contendría las paredes impermeables. La altura se determinó aproximadamente en 1.6 m, considerando una profundidad media de 0.6 m y previendo cambios de nivel en el entorno de 1 m.

El material escogido para la estructura de sostén consistió en una malla de hierro comercial (apertura 15 x 15 cm) del tipo que se emplea en la construcción (Mallalur®) de varillas de 4.2 mm. El ancho disponible de esta malla es de 2.5 m, por lo que se la cortó a 2/3 (1.67 m), y los tercios sobrantes de cada 2 mallas se unieron con soldadura autógena para construir un tercer limnocorral (fig. 5). El mismo procedimiento se repitió para hacer los otros tres corrales. La malla se enterró en el sedimento lo más que se pudo y se aseguró mediante 4 varillas en forma de J invertida de 1 m de largo, enganchadas en la varilla inferior de la malla y totalmente enterradas en el sedimento.

Los limnocorrales (fig. 6) se dispusieron en dos grupos de tres, como las hojas de un trébol, y se ataron entre sí con alambre para darles una mayor firmeza.

Figura 5. Fotografía de la estructura cilíndrica de malla de hierro (en el taller)

Figura 6....

4.2. CONTENEDORES

Se ensayaron en total seis tipos de contenedores, a medida que condiciones meteorológicas e hidrológicas adversas, obligaban a modificar su diseño para aumentar la resistencia.

4.2.1. Nylon de una sola hoja

La malla metálica de sostén fue revestida interiormente por una hoja de polietileno (nylon) de 200 μm de espesor, enterrada en el sedimento mediante una chapa de hierro galvanizado (0.5 mm) de 30 cm de alto. El nylon recubría la cara interna de la chapa y se unía a ésta por dentro de su borde inferior doblado hacia afuera, con remaches cada 15 cm. La chapa se enterró totalmente por dentro de la malla. Su doblez evitó que el nylon fuera cortado por el delgado borde, a la vez que permitió una mejor sujeción de ambos elementos (fig. 7).

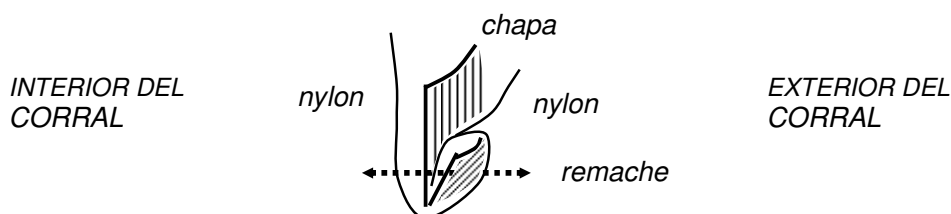


Figura 7. Detalle de la unión entre el nylon y la chapa metálica que permite su enterramiento en el sedimento.

Al recubrir con el nylon la chapa, aunque ésta sea galvanizada, se disminuye la contaminación del sistema con hierro. El hierro es un nutriente y además interfiere fuertemente con el fósforo y con los procesos de óxido-reducción que tienen lugar en el sedimento y el agua intersticial. Por tales razones se tuvo especial cuidado en la forma de unir la chapa con el nylon.

La parte superior del nylon recubre el borde superior de la malla de hierro (fig. 8a) y ambas hojas van unidas entre sí con remaches y arandelas cada 7.5 cm a través de las aberturas de la malla. Como esto no fue suficiente para mantener pegado el nylon contra la malla, se clavaron varias tablas de madera a lo largo de la pared interior del corral, lo que también contribuye a mantener las estructuras de sostén fuertemente afirmadas.

4.2.2. Nylon doble

En una segunda variante del primer diseño, se pusieron las hojas de polietileno recubriendo totalmente la malla también por fuera, a efectos de que la mayor resistencia al agua y al viento la ejerciera esta hoja externa y la malla contra la que se apoyaba, y no la hoja interna única como sucedía anteriormente. En este caso no son necesarios los remaches para unir ambas hojas, siendo suficiente una o varias cuerdas o cintas engomadas por fuera y a lo largo de la circunferencia para mantenerlas en su posición.

*Figura 8. Fotografías de los limnocorales con: a) pared de una hoja de nylon, b) pared de dos chapas, c) pared de una chapa recubierta con nylon térmico y d) molinete??? **referir en texto !!!***

4.2.3. Nylon térmico

Más adelante y según lo aconsejaron los primeros experimentos, se probó otro material más resistente, llamado polietileno de baja densidad térmico (80 – 120 μm), del tipo empleado en los invernaderos, que a pesar de su menor espesor, al estar revestido por una sustancia gomosa, es menos proclive a sufrir rajaduras. Este se instaló igualmente por dentro y por fuera de la malla, a la que permaneció firmemente adherido gracias a su mayor elasticidad.

4.2.4. Fibra de vidrio

Asimismo se construyó un corral de fibra de vidrio, el que fue instalado por dentro de una de las mallas a efectos de evaluar si su resistencia era superior a los diseños anteriores. Debido a su alto costo se probó uno solo y de paredes relativamente delgadas. Pequeñas perforaciones cerca de su borde superior permitían sujetarlo a la malla, mientras el borde inferior era enterrado en el sedimento mediante movimientos circulares, cuidando que no se rompiera.

4.2.5. Chapas superpuestas

Posteriormente se ensayó un corral hecho de chapa de hierro galvanizado (0.8 mm), la que está disponible comercialmente con un ancho de 1 m. En consecuencia, para alcanzar la altura necesaria, 2 chapas fueron unidas horizontalmente con una doble hilera de remaches cada 15 cm. Las chapas se pintaron con fondo anticorrosivo 'epoxi' de ambos lados y esmalte blanco por dentro, a efectos de aumentar así su vida útil.

4.2.6. Chapa única

Por último, se instalaron dos corrales iguales al anterior, pero de una sola chapa de 1 m de altura, aprovechando un período en que la profundidad del agua se mantenía baja. Los mismos fueron pintados de igual modo que el anterior, pero sólo por dentro, y en cambio se recubrieron con nylon térmico por ambos lados.

4.3. SISTEMA DE MEZCLA DEL AGUA

Debido a que el agua de la laguna se mantiene mezclada por la acción del viento, y considerando que los limnocorrales podían impedir esta mezcla, se ensayó un sistema de agitación a efectos de obviar esta limitación.

La instalación de los corrales en la laguna, adonde sólo se accedería periódicamente, exigía que el sistema de agitación fuera autopropulsado. Como la mezcla natural del agua en la laguna depende del viento, se optó por un sistema que respondiera directamente a éste, a la vez de aprovecharlo como fuente de energía. De este modo la mezcla se produciría sólo mientras soplara el viento y con una intensidad proporcional al mismo, al igual que sucede en la laguna. Sin embargo, se debía cuidar el no exceder las velocidades naturales en la superficie del sedimento, porque en caso contrario, la mezcla podría afectar los experimentos de modo caótico.

Un molinete de eje vertical tipo Savonius (fig. 8), fácilmente construible a partir de cualquier

recipiente cilíndrico, transmitía por medio de un eje de 1.5 m de largo, su movimiento a una hélice de plástico de ventilador doméstico, ubicada a unos 20 cm del fondo, de modo tal que permanecía siempre sumergida pero sin afectar el sedimento. El rotor, de 33 cm de alto, constaba de dos aspas formadas por medios cilindros (29 cm Ø.) con sus concavidades enfrentadas pero lateralmente desplazadas, colocadas entre dos discos de 56 cm Ø (fig. 9).

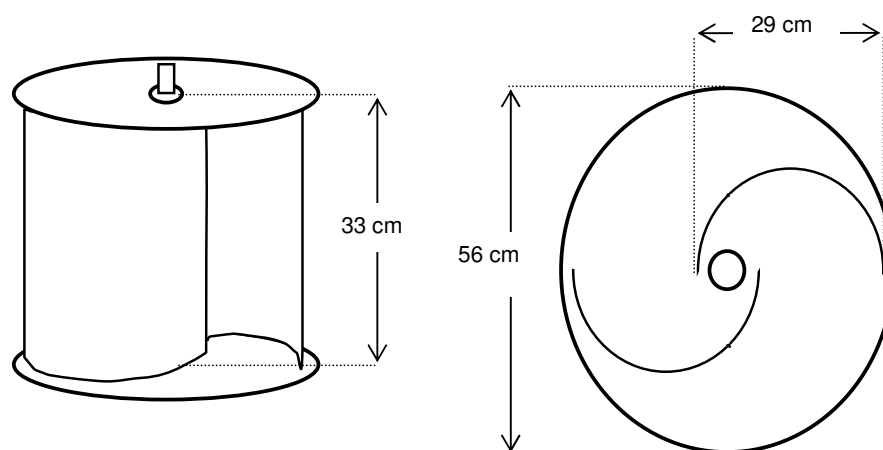


Figura 9. Rotor Savonius en perspectiva frontal (izquierda) y corte horizontal (derecha)

El molinete se apoyó en un trípode de hierro, unido firmemente al borde superior de la malla del corral. Las piezas de rozamiento se confeccionaron en nylon, evitando el uso de rulemanes. En cada grupo de 3 corrales, un solo molinete transmitiría mediante cintas y poleas, el movimiento también a los otros dos limnocorrales. De este modo también se aminoraría en algo la velocidad de rotación, la que podría llegar a ser excesivamente alta.

El día en que se instaló el molinete se midió su velocidad contando las revoluciones que desarrollaba por minuto, y simultáneamente se midió la velocidad del viento mediante un anemómetro mecánico, a efectos de establecer la relación entre ambos procesos.

5. FUNCIONAMIENTO DE LOS LIMNOCORRALES EN LA LAGUNA DE ROCHA

El 16 y 17 de setiembre de 1993 se instalaron 3 limnocorrales (C1, C2 y C3) con paredes de nylon simple (diseño 4.2.1) en un sitio somero (35 cm) a ca. 50 m de la costa W de la laguna y parcialmente protegidos al E por una 'isla' de juncos de ca. 10 x 5 m. La altura final de cada corral medida desde el sedimento fue de 140, 147 y 135 cm respectivamente, de modo que las mallas pudieron enterrarse entre 20 y 32 cm. En una primera instancia se instaló el sistema de agitación del agua sólo en C2.

A los 12 y a los 20 días de instalados, los corrales estaban en perfecto estado, por lo que el 6 de octubre se instalaron otros tres iguales (C4, C5 y C6), dispuestos como se muestra

en la figura 10. Sin embargo, debió retirarse el agitador por desarrollar velocidades muy altas (tabla 1), resuspendiendo excesivamente los sedimentos, y produciendo una vibración que no era resistida adecuadamente por la estructura de las mallas.



Figura 10. Disposición de los limnocorales en la laguna de Rocha y su numeración.

Tabla 1. Relación entre las velocidades del viento V (km h^{-1}) y del rotor R (min^{-1})

V	R
0	0
24	44
26,4	58
28,8	74

La relación entre las velocidades del viento V (km h^{-1}) y del rotor R (min^{-1}) se puede ajustar a una curva exponencial (fig. 11):

$$R = -4.518 + 4.498 e^{(0.099 V)} \quad (r = 0,99993)$$

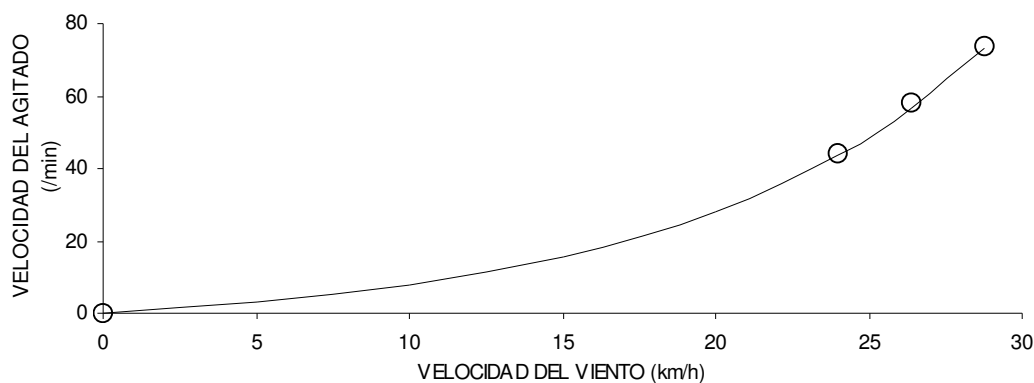


Figura 11. Velocidad del agitador registrada con diferentes velocidades de viento (círculos) y curva exponencial correspondiente

La constante negativa indica que es necesario que el viento alcance cierta velocidad mínima para hacer girar el rotor. Este umbral corresponde a una velocidad del viento

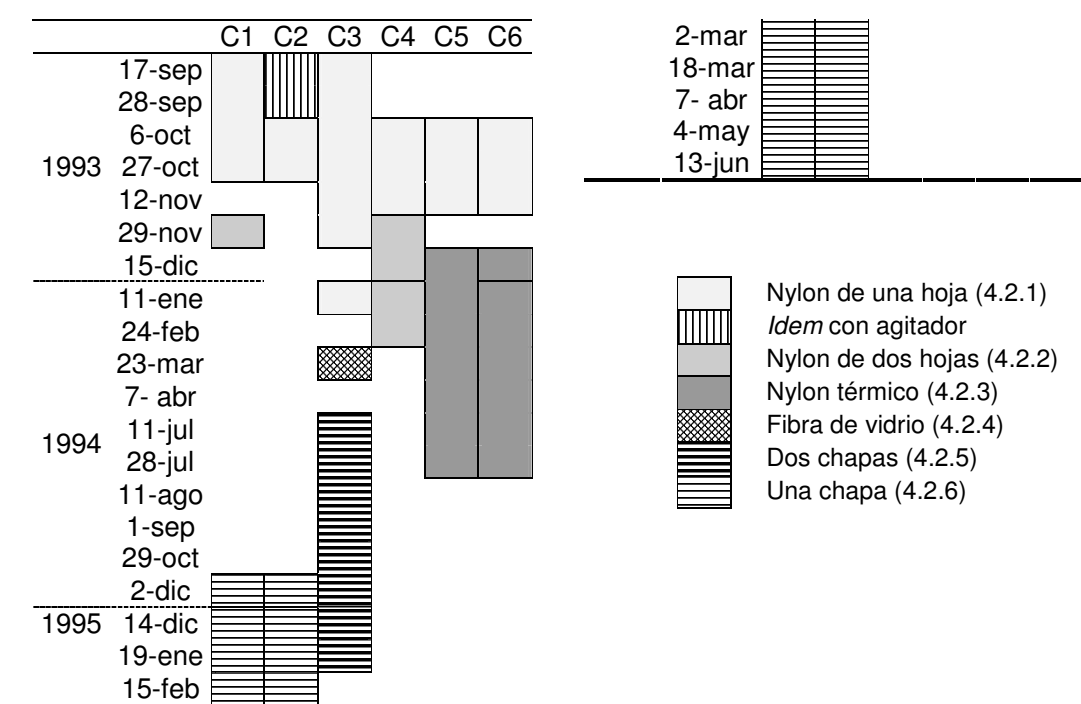
$$V = 0,04464 \text{ km/h} = 0,74404 \text{ m/min}$$

El 16 de octubre se desarrolló un fuerte temporal de viento y lluvia, por lo que el 27 del mismo mes el agua había subido más de 1 m, quedando los corrales sumergidos hasta 10 cm, pero aún en buen estado tras 41 días de instalados. Esta fue la duración mínima de C1 y C2, porque al siguiente muestreo (12/11) estaban totalmente dañados, mientras que los otros, aunque en malas condiciones, pudieron repararse (Tabla 1).

A pesar de dos fuertes tormentas, C3 se mantuvo en total 74 días, hasta el 29 de noviembre. En esa fecha se pusieron las paredes dobles de polietileno (diseño 4.2.2) que recubrían la estructura también por fuera, en C1 y C4. El resultado fue que toda la estructura de C1 fue arrancada del sedimento, mientras que C4 resistió al menos 16 días.

El 15 de diciembre se probó el polietileno térmico en C5 y C6 (diseño 4.2.3). Si bien este último se salió y debió reinstalarse el 11 de enero, ambos corrales se mantuvieron en condiciones aceptables durante 7½ y 6½ meses respectivamente. En esa fecha se reparó C4, que resistió 71 días.

Tabla 1. Cronología de los distintos limnocorales (C1 a C6) instalados en la laguna de Rocha según las diferentes paredes empleadas (diseños 4.2.1 a 4.2.6)



El limnocorral de fibra de vidrio revestido de nylon (diseño 4.2.4), instalado dentro de la malla C3, resistió menos de 15 días, en que tras intensas lluvias y fuertes vientos, resultó rajado y con las argollas y alambres de sujeción cortados.

El 11 de julio de 1994 se instaló en C3 el corral de 2 chapas de hierro galvanizado (diseño 4.2.5). A los 15 y 30 días, el corral estaba en buen estado, aunque inclinado y despintado (fig.). Luego se lo encontró parcialmente abierto entre ambas chapas, por lo que habiendo sólo 60 cm de agua, se optó por instalar el 2 de diciembre, en C1 y C2, los corrales de una sola chapa (diseño 4.2.6) recubiertos de nylon (foto, atrás). Estos duraron 6 meses, hasta el final del experimento, aunque el cuarto y quinto mes fueron cubiertos por el agua, y para entonces se había salido el nylon y comenzaban a oxidarse.

La duración de las mallas de sostén fue en cambio mucho mayor, manteniéndose en buen estado durante más de 4 años, por lo que pueden volver a ser utilizadas para nuevos experimentos con solo instalar en ellas las paredes adecuadas.

6. DISCUSION

Con este trabajo se obtuvieron algunas premisas sobre el desempeño de diferentes materiales y diseños de limnocorrales abiertos al sedimento, que sean aptos en lagunas costeras sometidas a fuertes vientos y variaciones del nivel del agua, como las existentes en la costa atlántica uruguaya, así como a las corrientes producidas cuando se abre la barra arenosa. Aunque todavía no se ha logrado un diseño absolutamente satisfactorio, la presente experiencia nos acerca a la resolución de un instrumento que puede facilitar el desarrollo de la limnología experimental en esos ambientes.

Para mesocosmos de estas dimensiones deben descartarse los sistemas de bordes flotantes, los que podrían funcionar en corrales más grandes, donde el plegamiento de las paredes, producido al bajar el nivel de agua, cubriría una porción del sedimento poco significativa en relación al total encerrado por el corral.

Las mallas de hierro empleadas como estructuras de sostén resultaron adecuadas por varias razones. En primer lugar demostraron ser altamente resistentes y duraderas, debido a que dejan pasar el agua, pueden ser enterradas considerablemente, así como aseguradas con alambres atándolas entre sí, y/o mediante varillas más largas enterradas profundamente en el sedimento. El número de estas varillas puede y debe ser mayor que las cuatro empleadas en esta experiencia, las que resultaron insuficientes cuando la malla fue recubierta con nylon por fuera y debió soportar toda la presión del viento y el agua. También son relativamente sencillos su transporte ya que pueden enrollarse, así como su colocación y la unión de los extremos en el lugar para formar un cilindro. Estos corrales se pueden

construir del diámetro que se desee de acuerdo a los objetivos de la investigación, ya que su venta se realiza por metro.

La altura en cambio está limitada a los 2.5 m que permite su ancho comercial. Sin embargo, puede extenderse algunos decímetros, como lo demostraron los corrales de dos mallas unidas horizontalmente mediante soldadura, los cuales resistieron tanto como las confeccionadas de una sola pieza. La altura empleada resultó insuficiente por pocos centímetros, excepto durante la crecida excepcional de 2 m, ocurrida por única vez en casi dos años. Es necesario contar con información fidedigna sobre la variación de la profundidad en el sitio donde piensan instalarse los corrales. Lamentablemente no existen registros oficiales de este parámetro, por lo que hubo que manejarse con observaciones propias, de otros investigadores y de pobladores locales, en todos los casos de carácter no sistemático.

El daño sufrido por C1 y C2 entre la crecida registrada el 27/10 y el 12/11/93 pudo deberse a las corrientes producidas por la evacuación del agua de la laguna, ya que la barra arenosa que la separa del mar se abrió en la primer fecha, y la profundidad disminuyó de 1.45 m, a 40 cm en sólo esos 16 días. El caudal medio durante este período para toda la laguna fue entonces de $55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, el que dividido por la sección vertical que cada corral enfrenta a la corriente ($2.26 \text{ cm} \times z$), resulta en velocidades de 17 a 61 m s^{-1} .

El sistema de agitación por medio del rotor Savonius es adecuado debido a su sencillez y bajo costo, y porque funciona con el viento y a una velocidad proporcional al mismo. Al transmitir su rotación directamente hacia la hélice dentro del agua, se evitan complejos sistemas de engranajes. Sin embargo, la velocidad desarrollada resultó muy elevada, lo que se puede corregir disminuyendo su tamaño, incrementando el grado de solapamiento de las aspas o practicando perforaciones en las mismas. Estas dos últimas soluciones pueden ser incluso graduadas en el lugar, ya sea mediante un sistema de aspas corredizas o con perforaciones hechas de manera tal que permitan abrir o cerrar pequeñas ventanas practicadas en la chapa (fig. 9).

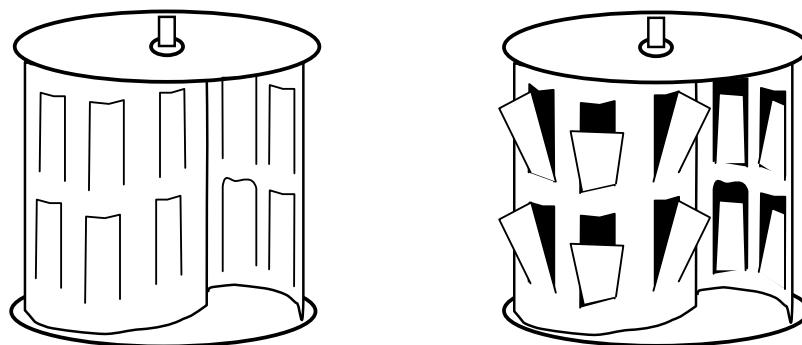


Figura 9. Incisiones en las aspas del rotor (izquierda) a efectos de regular su velocidad, abriendo parcial o totalmente una o varias de las ventanitas resultantes (derecha)

Tanto el trípode de sostén como las piezas de rozamiento, tuvieron un desempeño correcto. De hecho, la vibración resultante de la velocidad excesiva del rotor fue enteramente transmitida a la malla, siendo ésta y sus paredes las que resultaron más afectadas.

Las paredes flexibles como el polietileno o la chapa galvanizada, duraron mucho más que la de fibra de vidrio, que resultó sumamente frágil. Esto tal vez pueda ser superado con paredes más gruesas, pero entonces su costo se elevaría sustancialmente.

La hoja externa de nylon protege a la interna, pero resulta en una mayor presión sobre la estructura de sostén, la que debe estar mucho más afirmada cuando se usa ese recubrimiento doble. En cualquier caso, el nylon térmico mostró una mucho mayor resistencia que el común, a pesar de su menor espesor.

Si bien los corrales de chapa resultaron más resistentes que los de polietileno, presentaron la dificultad de su poca altura, determinada por el ancho del material disponible en plaza. No es recomendable su duplicación mediante la superposición de dos anchos, porque las fuerzas naturales sumadas al peso de la chapa superior terminan por romper la unión.

La contaminación con hierro puede ser mitigada y la oxidación de las chapas enlentecida cuando éstas son pintadas con antióxido y esmalte blanco especiales para uso marino, y luego recubiertas con nylon tanto por dentro como por fuera. El recubrimiento externo evita que el roce contra la malla, inevitable tanto durante la instalación como luego debido a la acción del viento y el agua, levante rápidamente la pintura, e incluso el baño galvánico.

7. CONCLUSIONES

Los ensayos realizados permiten proponer un diseño general de limnocorral béntico para lagunas costeras someras. En primer lugar, y de acuerdo a los objetivos de los experimentos a realizar, habrá de determinarse la superficie a ser delimitada. Según las fluctuaciones del nivel de agua y la duración de los experimentos, se escogerá la altura de los corrales. En el presente caso, de estudios bénticos en la laguna de Rocha, se recomienda un diámetro similar al empleado (2.26 m), pero una altura de 2.5 m, que coincide con el ancho comercial de la malla.

Es conveniente que los corrales sean instalados en grupos de tres, atados fuertemente entre sí y asegurados con largas varillas en forma de bastón enganchadas a las mallas y dispuestas aproximadamente a un metro de distancia entre cada una.

En caso de que los objetivos de la investigación y la profundidad del agua lo permitan, la chapa galvanizada, debidamente pintada y recubierta con polietileno térmico por ambos lados, sería el material más indicado para las paredes. El recubrimiento plástico conformaría la verdadera pared impermeable, permitiendo incluso que las chapas sean perforadas para asegurarlas con alambre a la malla exterior. Esto permitiría también la superposición de dos chapas en caso de ser necesaria una mayor altura, ya que su unión mediante remaches debe descartarse por no soportar el peso de la chapa superior. Complementariamente, pueden clavarse varias tablas de madera de unos 20 cm de ancho, 1 cm de espesor y el largo necesario, por dentro de las paredes a efectos de ayudar a mantenerlas contra las mallas.

Finalmente, si el tamaño de los corrales y los objetivos de la investigación lo requieren, es posible instalar un sistema de agitación del agua como el aquí ensayado, pero utilizando un rotor más pequeño y provisto de ventanas y/o aspas corredizas a efectos de poder ajustar su velocidad en el lugar. En nuestro caso el rotor no se utilizó porque la mezcla generada por el viento resultó suficiente.

La durabilidad de las mallas de sostén y la posibilidad de cambiar o reponer las paredes, las hace aptas para ser reutilizadas en nuevos experimentos, tras dejar transcurrir un tiempo razonable para que los sedimentos y las comunidades que habitan en ellos, recobren sus características naturales.

BIBLIOGRAFIA

- Berge JA, M Schaanning, T Bakke, KA Sandoy, GM Skeie & WG Ambrose. 1986. A soft-bottom sublittoral mesocosm by the Oslofjord: Description, performance and examples of application. *Ophelia* 26: 37-54
- Bodungen von B, K von Brockel, V Smetacek & B Zeitzschel. 1976. The Plankton Tower. I. A Structure to study water/sediment interaction in enclosed water columns. *Marine Biology* 34: 369-372.
- Boyce FM. 1974. Mixing within experimental enclosures: a cautionary note on the limnocorral. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 1400-1405.
- Brockmann UH, E Dahl, J Kuiper & G Kattner. 1983. The concept of POSER (Plankton Observation with simultaneous enclosures in Rosfjorden). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 14: 18.
- Davies JM & JC Gamble. 1979. Experiments with large enclosed ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 286: 523-544
- de Lafontaine Y & WC Leggett. 1987a. Evaluation of in situ enclosures for larval fish studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44:54-65.
- de Lafontaine Y & WC Leggett. 1987b. Effect of container size on estimates of mortality and predation rates in experiments with macrozooplankton and larval fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1534-1543.
- Farke H, M Schulz Baldes, K Ohm & A Gerlach. 1984. Bremerhaven Caisson for intertidal field studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 16: 193-197.
- Grice GD & MR Reeve. 1982. Introduction and description of experimental ecosystems. In: Grice GD & MR Reeve (eds.) *Marine mesocosms*. Springer, NY: 12-19

- Kuiper J. 1977. Development of North Sea Coastal Plankton Communities in Separate Plastic Bags under Identical Conditions. *Mar. Biol.* 44: 97-107
- Kuiper J, UH Brockmann, H van het Groenewoud, G Hoornsman & KD Hammer. 1983. Influences of bag dimensions on the development of enclosed plankton communities during POSER. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 14: 9-17.
- Lacaze JC 1971. Utilisation d'un dispositif experimental simple pour l'étude de la pollution des eaux in situ effets comparés de trois agents émulsionnants anti-pétrole. *Tethys* 3 (4): 705-716.
- Landner L, H Blanck, U Heyman, A Lundgren, M Notini, A Rosemarin & B Sundelin. 1989. Community Testing, Microcosm and Mesocosm Experiments: Ecotoxicological tools with high ecological realism. En L Landner (ed.) *Advanced hazard assessment in the aquatic environment*. Springer Verlag, Berlin: 216-254.
- Lund JWG. 1972. Preliminary observations on the use of large experimental tubes in lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18: 71-77
- McAllister CD, TR Parsons, K Stephens & JDH Strickland. 1961. Measurements of primary production in coastal sea water using a large-volume plastic sphere. *Limnol. & Oceanogr.* 3: 237-258
- Notini M, B Nagell, A Hagstrom & O Grahn. 1977. An outdoor model simulating a Baltic Sea littoral ecosystem. *Oikos* 28: 2-9
- Oviatt C, P Lane, F French III & P Donaghay. 1989. Phytoplankton species and abundance in response to eutrophication in coastal marine mesocosms. *Journal of Plankton Research* 11 (6): 1223-1244.
- Pintos W, D Conde, R de León, MJ Cardezo, A Jorcin & R Sommaruga. 1991. Some Limnological Characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). *Rev. Brasil. Biol.* 51 (1): 79-84.
- Ravera O. 1989. The 'enclosure' method: concepts, technology, and some examples of experiments with trace metals. In Boudou A & F Ribeyre (eds.) *Aquatic Ecotoxicology* 1: 249-272
- Ravera O. 1992. Italian experience in microcosm technique. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 50: 383-396
- Reynolds CS, SW Wiseman, BM Godfrey & C Butterwick. 1983. Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *Journal of Plankton Research* 5 (2): 203-
- Schiewer U. 1997. Design, experiences and selected results of meso- and microcosm experiments in shallow coastal waters 1981/95. Rostock. *Meeresbiolog. Beitr.* 5: 37-51
- Schindler DW. 1975. Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 3221-3231.
- Schindler DW. 1977. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science* 195: 260-262.
- Shapiro J. 1973. Blue-Green Algae: Why they become dominant. *Science* 179: 382-384
- Smetacek V, B von Bodungen, K von Brockel, & B Zeitzschel. 1976. The Plankton Tower. II. Release of Nutrients from Sediments due to changes in the density of bottom water. *Marine Biology* 34: 373-378.
- Stephenson RR & DF Kane. 1984. Persistence and Effects of Chemicals in Small Enclosures in Ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 313-326
- Stephenson GL, P Hamilton, NK Kaushik, JB Robinson & KR Solomon. 1984. Spatial Distribution of Plankton in Enclosures of Three sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1048-1054.
- Strickland JDH & LDB Terhune. 1961. The study of in-situ marine photosynthesis using a large plastic bag. *Limnol. & Oceanogr.* 6: 93-96
- Taylor D, S Nixon, S Granger & B Buckley. 1995. Nutrient limitation and the eutrophication of coastal lagoons. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 127: 235-244.
- UNESCO. 1991. Manual on marine experimental ecosystems. UNESCO technical papers in marine science 61. Paris: 178

CARACTERISTICAS DEL AGUA EN DISTINTOS LIMNOCORRALES BENTICOS INSTALADOS EN UNA LAGUNA COSTERA (L. ROCHA, URUGUAY)

INTRODUCCION

El uso de mesocosmos en los estudios limnológicos (limnocorrales) tiene como principal ventaja el que permiten realizar experimentos bajo condiciones casi naturales. Facilitan así la interpretación de resultados relevantes para la ecología de sistemas complejos donde es difícil la toma de muchas muestras. Si bien su propósito no es reproducir exactamente todas las características del sistema madre, deben mantener cierta semejanza con aquéllas que se consideren clave de acuerdo con el objetivo para el cual fueron instalados (Landner *et al.* 1989). Resulta entonces imprescindible evaluar las condiciones ambientales en el interior de los limnocorrales para conocer qué factores son más afectados y en qué medida, a efectos de determinar su grado de similitud con el medio natural.

La existencia de un límite artificial que permite confinar una porción del ecosistema, tiene como primer efecto, una reducción en el campo lumínico, que depende del material de la pared del corral y del tamaño de éste. Tal reducción, sumada a la eliminación del intercambio de agua con el exterior, puede resultar también en una alteración del régimen térmico, tal como ha sido destacado en muchos trabajos, como los que se citan a continuación.

Así, las esferas plásticas de Strickland & Terhune (1961) permitían una transmisión de más del 75% de la luz, mientras que la temperatura interior seguía con un atraso de un día a la exterior (McAllister *et al.* 1961). Por su parte, los cilindros de polietileno (0.58 y 1.16 m Ø) empleados por Goldman (1962) producían una reducción de 1 m en la transparencia de Secchi, así como un leve calentamiento del agua. El gradiente de densidad, y consecuentemente la resistencia a la mezcla, aumentaba en un par de días, por lo que aconsejó el uso de otro cilindro como control.

Sin embargo, en aguas someras y normalmente turbias como las de las lagunas costeras objeto de nuestro estudio, el efecto puede ser el inverso. El confinamiento en este caso puede reducir la turbulencia y resuspensión del sedimento, resultando en un mayor campo lumínico (Istvánovics *et al.* 1986). Esta reducción de la turbulencia afecta no sólo a la luz, sino a la distribución vertical de todos los parámetros y componentes del sistema.

Por otra parte, el aislamiento de una masa de agua impide que ésta experimente simultáneamente algunos de los cambios químicos y biológicos que ocurren en el agua circundante, en particular aquellos debidos a la renovación del agua contenida en la cubeta, especialmente importante en lagunas comunicadas con el océano y alimentadas por ríos. Sin embargo, estos cambios pueden producirse, aunque con cierto retraso, gracias a la infiltración del agua a través del sedimento. A su vez, este pasaje puede introducir nuevas modificaciones físico-químicas en el limnocorral. Otras variaciones como las debidas a la evaporación o a los cambios en la temperatura del aire, pueden darse de igual modo al interior y exterior de los corrales.

El objetivo de este trabajo es evaluar las propiedades del agua incluida en distintos limnocorrales instalados en la laguna de Rocha, para determinar en qué medida mantienen las características naturales más relevantes del medio, a fin de que los resultados de los experimentos que en ellos se realicen, puedan ser extrapolados al sistema madre. Asimismo, se comparan los corrales entre sí

atendiendo la posibilidad de replicación de los experimentos, otra ventaja que presenta el uso de estos instrumentos.

MATERIAL Y METODOS

Se realizaron diversos experimentos comparando la laguna (L) y los distintos limnocorales (C1 a C6) de acuerdo con su disponibilidad temporal. Como se describiera en el capítulo anterior, no siempre se pudo contar con todos ellos o con las mismas unidades por períodos muy prolongados, debido a las condiciones cambiantes de la laguna. Las características de los limnocorales en cada fecha están detalladas en la tabla 1 del capítulo 3. En total se efectuaron 17 muestreos del agua entre el 17 de setiembre de 1993 y el 13 de junio de 1995 (tabla 1), en los que se realizaron diferentes mediciones para los experimentos que se detallan a continuación.

Experimento 1. Efectos en el campo lumínico

A efectos de evaluar la alteración producida en el campo lumínico de los corrales C1 y C2 por las paredes de polietileno, el confinamiento del agua y la turbulencia generada por el agitador instalado en C2, se midió la radiación fotosintéticamente activa (PAR) bajo la superficie del agua y a 10, 20 y 30 cm de profundidad, tanto en ambos corrales como fuera de los mismos en la laguna (L). Las mediciones se realizaron apenas instalados los corrales, así como 12 días después. La transparencia del agua se midió a lo largo de todo el período de estudio afuera y adentro de los distintos limnocorales.

Tabla 1. Mediciones realizadas para los distintos experimentos en que se evaluaron las características físicas del agua en los limnocorales (1 a 6) y en la Laguna Rocha (L). (z) denota mediciones realizadas a diferentes profundidades.

1993			1994							1995						
17/9	28/9	12/11	11/1	24/2	28/7	11/8	1/9	29/10	14/12	19/1	15/2	2/3	18/3	7/4	4/5	13/6
corrales de nylon					corrales de chapa											

1. CAMPO LUMINICO

Luz (z)	L,1,2																
---------	-------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

2. ESTRATIFICACION Y CONDUCCION

T (z)	L,1,2	L,5							L,1,2,3	L,1,2							
OD (z)		L,1,2,3	L,3,4,5,6	L,5	3					L,1,2			L,1,2				
Conduct. (z)		L,1,2,3							L,3	L,1,2,3							

3. MINERALIZACION DEL AGUA

Conductiv.		L,1,3,4,5,6		L,5		L,3		L,1,2,3		L,1,2							
------------	--	-------------	--	-----	--	-----	--	---------	--	-------	--	--	--	--	--	--	--

4. SISTEMA ACIDO - BASE

Alcalinidad				L,5													
pH (z)									L,1,2,3								
pH			L,1,3,4,5,6	L,5	L,3						L,1,2						

Experimento 2. Efectos en la estratificación y conducción

El efecto del confinamiento (C1) y del agitador (C2) sobre la estratificación térmica al interior de los corrales de nylon, se evaluó mediante 4 perfiles sucesivos de temperatura en cada sistema y en la laguna, cada 20 minutos el 17/9/93 y cada hora el 28/9/93.

En varias oportunidades se midió la temperatura, el oxígeno disuelto y la conductividad eléctrica en superficie y fondo, tanto en los corrales de nylon (setiembre de 1993 a febrero de 1994) como de chapa (enero a junio de 1995), y en la laguna. Además de investigar la estratificación térmica y salina se compararon la temperatura y el oxígeno entre sitios y a lo largo del tiempo.

Experimento 3. Mineralización del agua

A lo largo de todo el período de estudio se midió la conductividad adentro y afuera de los diferentes mesocosmos, para conocer si el agua en éstos acompañaba las variaciones de salinidad típicas de la laguna. Al tratarse de una variable conservativa, ésta sería también una medida del intercambio de agua con el medio externo.

Experimento 4. Sistema ácido-base

Se hicieron mediciones del pH de superficie en casi todos los muestreos, y en dos de ellos también en el fondo, afuera y adentro de tres corrales de chapa. Asimismo se comparó la alcalinidad entre la laguna y el corral de nylon C5 a los 71 días de instalado.

METODOS DE MUESTREO Y ANALISIS

La irradiancia (PAR) fue medida con irradiómetro Li-Cor LI-188B provisto de un sensor 4 π . La transparencia del agua se midió como la profundidad a la que dejaba de ser visible un disco de Secchi de 20 cm $\varnothing$ con cuadrantes blancos y negros. La temperatura se midió con termocupla electrónica (resolución 0.1 °C) para realizar los primeros perfiles, más detallados, y posteriormente con el termosensor del oxímetro YSI M57 empleado para medir el oxígeno disuelto. Este en ocasiones también fue determinado por el método de Winkler (APHA 1985) a efectos de verificar el funcionamiento del sensor.

También fueron medidos *in situ* la conductividad eléctrica con un conductímetro Horizon M1484-10, y el pH con distintos potenciómetros. La alcalinidad se determinó por titulación con HCl hasta pH 4.3 (APHA 1985).

Los porcentajes de la penetración de luz se compararon mediante un ANOVA de 3 vías (sitio, fecha, profundidad) sin repeticiones, tomando la interacción de los tres factores como medida del error sobre la hipótesis de que no hay efecto añadido por tal interacción (Sokal & Rohlf 1979). Del mismo modo se analizaron los datos de temperatura y oxígeno, atendiendo la interacción entre los factores sitio y profundidad, como indicación del efecto del corral en la estratificación. El mismo tipo de análisis se aplicó a la conductividad y el pH. Los análisis de varianza fueron realizados con el programa STATISTICA.

RESULTADOS

Experimento 1: Efecto de los limnocorales sobre el campo lumínico

En las dos ocasiones en que se midió la penetración de la luz en el agua (fig. 1), resultó superior en la laguna que en el corral sin agitador (C1), y en éste que en el provisto de agitador (C2). La luz subsuperficial, en cambio, fue igual en los tres sitios el 17/9/93 y sólo disminuyó en C2 el 28/9/93.

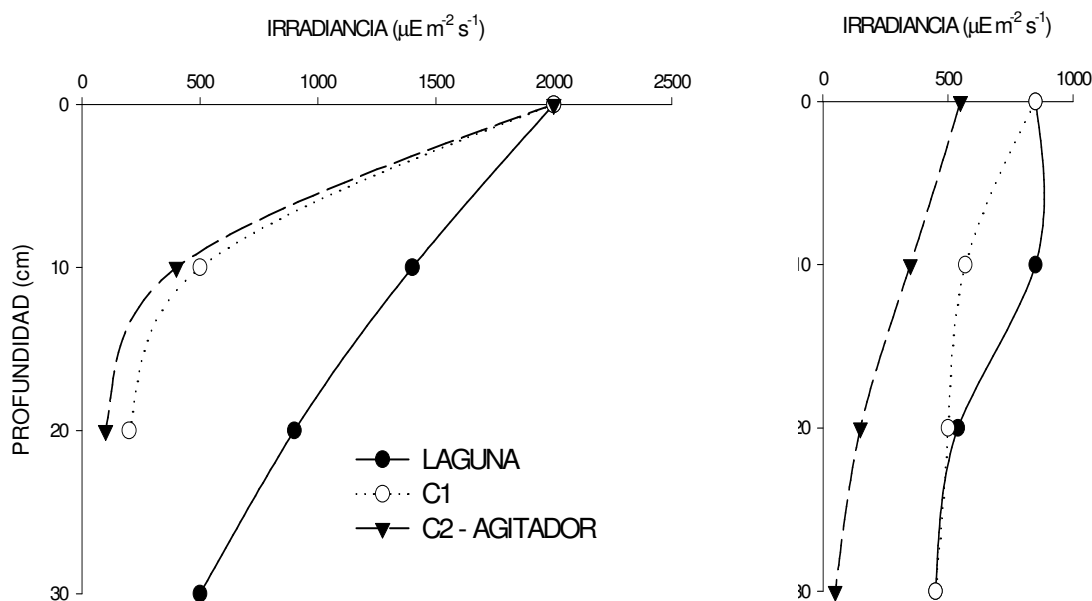


Figura 1. Penetración de la luz afuera (Laguna), y adentro de los corrales C1 y C2, éste con agitador, al día siguiente (17/9, izquierda) y a los 12 días (28/9, derecha) de instalados.

Las menores irradiancias subsuperficiales registradas en la segunda fecha, se debieron a que ese día el cielo estaba nublado. A los 10 y 20 cm de profundidad esta reducción fue mayor en la laguna que dentro de los corrales. La reducción de la luz a los 10 cm con respecto a la laguna, alcanzó el 64 % en C1 y el 71 % en C2 el 17/9, pero fue bastante menor en las condiciones de nubosidad del 28/9.

El análisis de varianza efectuado con los porcentajes de penetración de luz a 10, 20 y 30 cm (tabla 2), resultó en diferencias ($p < 0.05$) para los tres factores considerados: sitio, día y profundidad (tabla 3). Sin embargo, la falta de interacción significativa sitio - profundidad, nos indica que las diferencias entre profundidades no son debidas a los corrales. Estos tampoco inciden en las diferencias temporales de disponibilidad de luz, las que se deben exclusivamente a la presencia de nubes según se desprende de la falta de interacción significativa sitio - día. Por último, la falta de interacción día - profundidad, nos indica que la extinción vertical de la luz

es también independiente de la nubosidad, siendo esencialmente una propiedad de la columna de agua.

Tabla 2. Porcentaje de la luz de superficie registrada a distintas profundidades (z). z=0 corresponde a la medición subsuperficial. Datos empleados en el ANOVA de la tabla 3.

Z	17-9			28-9		
	LAG	C1	C2	LAG	C1	C2
0	100	100	100	100	100	100
10	70	25	20	100	67	64
20	45	6,5	5,5	64	59	27
30	27	0	0	53	53	9

Tabla 3. ANOVA de tres vías del porcentaje de luz efectuado con los datos de la tabla 2.

Fuente de variación	g.l.	Suma Cuadrados	Media Cuadrados	F	p
Principal					
Día	1	4933,522	4933,522	63,273	0.0013
Profundidad	2	3628,406	1814,203	23,267	0.0063
Sitio	2	4676,736	2338,368	29,990	0.0039
Interacciones					
Día-Profundidad	2	72,438	36,219	0,465	0.6586
Día-Sitio	2	592,120	296,060	3,797	0.1190
Profundidad-Sitio	4	357,212	89,303	1,145	0.4493
Error	4	311,889	77,972		

Al analizar cuáles son los sitios que difieren entre sí (tabla 4), se probó que lo hacían la laguna con C2, pero ninguno de éstos con C1, que ocupa una posición intermedia. Sin embargo, comparando cada sitio con los otros dos combinados, sólo difiere significativamente L de C1 y C2 juntos, aunque la probabilidad de que C2 sea igual a L y C1 juntos es bastante baja. Debido a que C2 y L fueron los más diferentes, cuando se juntaron para compararlos con C1, no hubo diferencia significativa. En C2 el efecto de la pared -igualmente presente en C1- se suma al agitador, resultando en una aún menor disponibilidad de luz.

*Tabla 4. El efecto sitio se ha desglosado en diferencias entre laguna (L), C1 y C2 (con agitador) y entre cada uno con los otros dos juntos (comparaciones planeadas, valores de probabilidad * $p < 0.05$)*

SITIO	L	C1	C2
L		.114725	.018934*
C1			.354555
C2			
C1+C2	.025229*		
L+C2		.683812	
L+C1			.056133

La transparencia de Secchi llegó siempre al fondo en todos los sitios, excepto durante la excepcional crecida del 7/4/95 en que fue de 45 cm, pero también igual en todos los ambientes. En esa oportunidad el agua alcanzó una profundidad de 2 m, mientras que en el resto de los muestreos varió entre 30 y 145 cm (tabla 5) con un promedio de 60 cm entre las medidas realizadas.

Experimento 2: Efecto de los limnocorales en la estratificación y conducción

2.1. Estratificación y Mezcla

En las dos series de perfiles térmicos realizadas en intervalos cortos de tiempo en los mismos sistemas del experimento anterior, todos ellos estaban verticalmente mezclados. Aunque el corral C1 presentó el 17/9 algunas diferencias entre profundidades (tabla 6), ninguna de ellas se mantuvo durante muchos minutos. La máxima diferencia fue de 1.2 °C en 30 cm.

Tabla 5. Profundidad del agua (cm) de la laguna en la localización de los limnocorales

1993				1994					1995							
17/9	28/9	6/10	12/11	11/1	28/7	11/8	28/10	2/12	19/1	15/2	2/3	18/3	7/4	4/5	13/6	
30	30	145	40	45	40	35	70	60	60	50	55	90	200	100	60	

2.2. Conducción Térmica

Al no constatarse diferencias verticales de importancia, se procedió a comparar la temperatura entre sistemas (fig. 2) para esta misma serie horaria del 17/9. La diferencia de 1 °C más en la laguna que en el fondo de C1 en la primer medida, se invirtió hasta llegar a 0.8 °C más en la superficie de éste que en la laguna.

Tabla 6. Perfiles sucesivos de temperatura (°C) en C1 el 17/9/93

Profundidad (cm)	Hora			
	12:27	12:54	13:20	13:39
0	20.0	20.5	20.7	20.7
10	20.0	20.6	20.7	20.6
20	19.8	20.5	20.7	20.6
25	19.6	20.5	20.7	20.6
30	18.8	20.0	20.6	20.6

Estas diferencias no son estadísticamente significativas (ANOVA $p > 0.1$), lo que nos permite tomar los sitios como repeticiones para comparar las temperaturas registradas en distintos tiempos. Las diferencias (ANOVA $p < 0.02$) indican una fluctuación que, como se observa en el gráfico (fig. 2), es paralela y ascendente en los corrales, y mayor que afuera de los mismos, donde la temperatura se mantuvo casi constante. Esto sugiere que los datos no son suficientes como para descartar un leve calentamiento del agua de los corrales al mediodía.

En posteriores comparaciones de la temperatura (tabla 7), no se encontraron diferencias verticales con los corrales de nylon, ni entre éstos y la laguna. Tampoco se detectó una temperatura distinta en los corrales de chapa ni un efecto de los mismos en las diferencias halladas entre superficie y fondo (tabla 8), como lo muestra la falta de interacción sitio-profundidad. La máxima diferencia vertical fue de 2 °C y ocurrió durante la crecida del 7/4.

2.3. Oxígeno

Con el corral de nylon se registraron diferencias verticales del oxígeno, que fue mayor en superficie en 5 de las 8 medidas realizadas. Pero la máxima diferencia, 0.2 mg L^{-1} , es irrelevante tanto numéricamente (2.5 %) como desde el punto de vista ecológico.

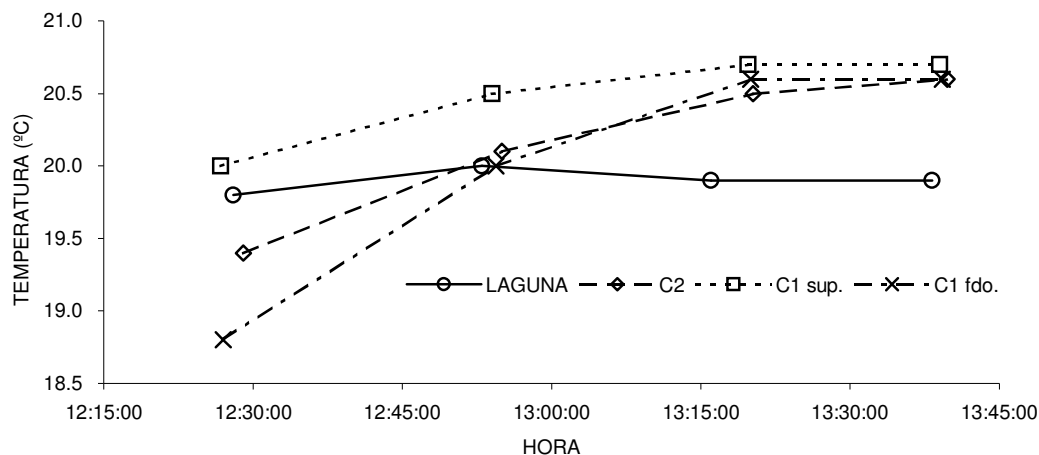


Figura 2. Temperatura del agua en la laguna y dos limnocorales (C1 y C2) pasado el mediodía del 17/9. Solamente en C1 se registraron valores diferentes en superficie y fondo.

Tabla 7. ANOVA de la temperatura y el oxígeno para datos de superficie y fondo, afuera y adentro de un corral de nylon, medidos en 5 y 4 fechas respectivamente, de setiembre de 1993 a febrero de 1994 (izquierda) y en dos corrales de chapa en 7 fechas de enero a junio de 1995 (derecha). MC media cuadrada, subrayado $p < 0.05$

Fuente de variación	Corral de Nylon				Corral de Chapa			
	Temperatura		Oxígeno		Temperatura		Oxígeno	
	MC	F	MC	F	MC	F	MC	F
Sitio	.16200	2.0250	<u>0.2025</u>	<u>243.0</u>	.29238	2.0054	1.3019	3.5109
Profundidad	.09800	1.2250	<u>0.0225</u>	<u>27.00</u>	1.1336	<u>7.7752</u>	3.6100	9.7348
Día	<u>38.292</u>	<u>478.65</u>	<u>32.254</u>	<u>38705</u>	<u>89.203</u>	<u>611.850</u>	<u>62.964</u>	<u>169.791</u>
Sitio x profundidad	.05000	.6250	0.0025	3.000	.14857	1.0191	.28583	.7708
Sitio x día	.03200	.4000	0.1108	<u>133.0</u>	<u>.40405</u>	<u>2.7714</u>	.91828	2.4763
Profundidad x día	.06800	.8500	0.0042	5.000	.14746	1.0114	<u>3.4021</u>	<u>9.1739</u>
S x P x D (error)	0.0800		0.00083		0.1458		.37083	

Tabla 8. Temperatura en corrales de chapa y en la laguna

	LAGS	LAGF	C1S	C1F	C2S	C2F
19/1/95	24,2	24,1	24,0	23,1	24,0	23,1
15/2	22,0	22,0	22,0	22,0	22,0	22,0
1/3	24,0	24,0	24,3	24,3	24,0	24,0
18/3	21,0	20,5	21,0	20,0	21,0	21,0
7/4	19,5	19,5	22,5	20,5	20,0	20,0
4/5	18,0	17,5	18,0	18,0	18,0	17,0
13/6	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0

También fue significativamente menor el oxígeno en el corral de nylon que en la laguna. Esto ocurrió en 6 de los 8 pares de datos, con una máxima diferencia de 0.5 mg L^{-1} , el 24/2/94 en superficie. Aunque

numéricamente importante (6.5%), esta diferencia no tiene relevancia ecológica. Además la interacción sitio-profundidad no fue significativa, por lo que no se puede demostrar un efecto de los corrales en la estratificación.

Asimismo, se registraron concentraciones algo menores de oxígeno en los tres corrales de nylon el 28/9/93 pero no en los del 12/11/93 con respecto a la laguna (tabla 9). En consecuencia, no resultaron significativas las diferencias entre sitios (ANOVA, $p=0.1554$) ni entre la laguna y los corrales (comparaciones planeadas, $p=0.1181$)

Tabla 9. Concentración de oxígeno disuelto (mg L^{-1}) afuera y adentro de distintos corrales de nylon en dos ocasiones

	28/9/93				12/11/93				
	Laguna	C1	C2	C3	Laguna	C3	C4	C5	C6
Superficie	13.8	13.4	11.0	12.0	7.8	8.2	7.5	8.0	7.8
Fondo	13.8	13.4	11.0	12.0	7.6	8.2	7.2	7.9	7.4

Por el contrario, no se encontró diferencia entre los corrales de chapa y la laguna (tabla 10), pero sí una mayor oxigenación en superficie que en el fondo en 11 de 18 casos, y excepto el 19/1 en que se dio la recíproca. Las mayores diferencias se dieron durante la crecida del 7/4 en los 3 sitios. Tampoco aquí la interacción sitio-profundidad fue significativa, no encontrándose efecto de los corrales en esta estratificación. Resultados similares se obtuvieron al comparar el porcentaje de saturación de oxígeno en lugar de su concentración.

Tabla 10. Oxígeno disuelto (mg L^{-1}) en la laguna y dos corrales de chapa (C1 y C2), en superficie (S) y fondo (F)

	LAGS	LAGF	C1S	C1F	C2S	C2F
19/1/95	13,0	13,1	12,8	14,0	13,2	14,2
15/2	6,0	6,0	6,0	5,6	7,4	7,4
18/3	6,6	6,0	8,8	8,0	7,1	6,9
7/4	5,8	0,3	5,8	3,0	5,8	3,4
4/5	8,9	8,0	7,9	7,9	8,7	8,5
13/6	10,0	11,0	10,3	10,0	10,2	9,6

2.4. Variaciones temporales de temperatura y oxígeno

Las dos variables difirieron entre fechas con uno y otro corral, como era de esperar dada la alta variabilidad de las características físicas de la laguna. Pero hay que señalar ciertas interacciones significativas entre sitios y días que señalan una incidencia de los corrales en la evolución temporal de estos parámetros: el oxígeno con el corral de nylon y la temperatura con el de chapa.

2.5. Estratificación Salina

No se encontró estratificación salina en la laguna ($p=0.342$) en las cuatro fechas en que se midió la conductividad en superficie y fondo (tabla 11). También fueron pequeñas las diferencias verticales en los corrales de nylon el 28/9/93 y de chapa ($p=0.138$) el 14/12/94 y 19/1/95.

3. Mineralización del agua

En cambio, se registraron grandes diferencias de conductividad entre sitios (tabla 11), especialmente con los corrales de chapa ($p=0.0000$), donde también resultó significativa la interacción sitio-profundidad ($p=0.041$).

La conductividad fue mayor en los corrales de nylon C3 y C2 (con agitador) que en el otro corral (C1) y la laguna. También fue mayor en los dos corrales de una chapa (C1 Y C2) que en la laguna y el corral de 2 chapas (C3) en las dos ocasiones, aunque las diferencias son bastante menores el 19/1/95 que el 14/12/95.

Este comportamiento disímil entre el corral de dos chapas y los dos de una sola chapa, fue ratificado por dos ANOVA efectuados con la conductividad de 5 y 8 fechas respectivamente (tabla 12). En el primer caso no se encontraron diferencias ($p=0.639$) entre L y C3, pero sí en el segundo ($p=0.017$) entre L, C1 y C2.

Tabla 11. Conductividad eléctrica ($\mu S\ cm^{-1}$) registrada en diversas ocasiones, afuera y adentro de tres corrales de nylon y tres de chapa.

	Nylon					Chapa			
	28/9/93				28/10/93	14/12/94			
	L	C1	C2	C3	L	L	C1	C2	C3
Superficie	300	360	1000	1260	460	760	3080	3230	910
Fondo	400	390	980	1180	750	740	3170	3240	910
	12/11/93					19/1/95			
Superficie	580			260		3710	4590	5360	3730
Fondo						3680	4740	5370	3690

Tabla 12. Conductividad eléctrica ($\mu S\ cm^{-1}$) registrada en 5 ocasiones, afuera y adentro del corral de dos chapas y en ocho ocasiones en los dos corrales de una sola chapa

	L	C1	C2	C3	
11/8/94	160			160	p=0.639 n.s.
1/9	136			144	
28/10	461			377	
14/12	760	3080	3230	912	
19/1/95	3710	4590	5360	3730	
15/2	3280	7310	7060		p=0.017
2/3	1800	5500	6000		
18/3	2750	3460	3450		
7/4	3180	3420	2960		
4/5	8220	8060	8740		
13/6	12860	11840	12740		

En todos los casos analizados, fueron significativas las diferencias entre fechas ($p=0.000$). En el verano de 1995, mientras la conductividad en la laguna bajaba, en C1 y C2 aumentaba hasta el 15/2, y luego sucedió al revés hasta el 7/4 en que se igualaron (fig. 3) y desde entonces aumentó en los tres ambientes.

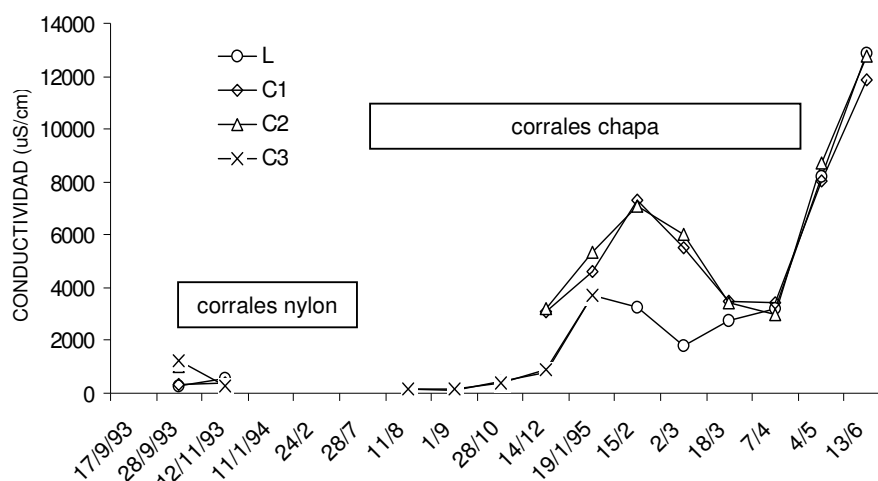


Figura 3. Evolución de la conductividad del agua afuera y adentro de tres corrales de nylon (hasta julio de 1994) y tres de chapa (desde julio de 1994)

4. Sistema ácido-base

El pH varió durante todo el período de estudio y en todos los ambientes, entre 7.0 y 9.9. No mostró diferencias verticales de importancia con los corrales de chapa, ni entre éstos y la laguna en las dos ocasiones en que esto se midió (tabla 13), excepto por un aumento en C2 el día de su instalación (14/12/94), aunque no en C1 en idéntica situación.

Tabla 13. Valor de pH en dos fechas en superficie y fondo, afuera y adentro de tres corrales de chapa.

		14/12/94				19/1/95			
	Laguna	C1	C2	C3		Laguna	C1	C2	C3
Superficie	7.7	7.5	8.9	7.5		9.4	9.3	9.9	9.3
Fondo	7.6	7.8	8.9	7.5		8.2	9.3	9.4	9.6

En 8 de las otras 11 ocasiones en que se comparó el pH entre sistemas (tabla 14), la máxima diferencia fue 0.2, y en seis de ellas fue nula. Esto ocurrió con las tres comparaciones del corral C3 de dos chapas, y en la crecida del 7/4 y el muestreo siguiente (4/5) con los dos corrales de una chapa. En cambio el 15/2, 2/3 y 18/3 de 1995 el pH fue 1.4, 0.7 y 0.7 unidades mayor en C1 que en la laguna respectivamente, con C2 presentando valores intermedios.

Tabla 14. Valores de pH medido en el agua superficial afuera (L) y adentro de distintos corrales

Tipo de Corral	Fecha	L	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Nylon	12/11/93	7,8	7,9		7,9	7,8	7,9	7,8
	24/2/94	8,0					8,0	
2 chapas	28/7	7,0			7,0			
	11/8	7,5			7,5			
	1/9/95	7,0			7,0			
1 chapa	15/2	7,6	9,0	8,5				
	1/3	8,5	9,2	9,1				
	18/3	7,3	8,0	7,6				
	7/4	7,1	7,1	7,1				
	4/5	7,7	7,7	7,7				
	13/6	8,2	8,3	8,1				

La alcalinidad, medida fuera y dentro de C5 a los 71 días de instalado fue 1.31 y 1.35 meq L⁻¹ respectivamente, siendo casi idénticas las curvas de titulación con HCl del agua de ambos ambientes (fig. 4).

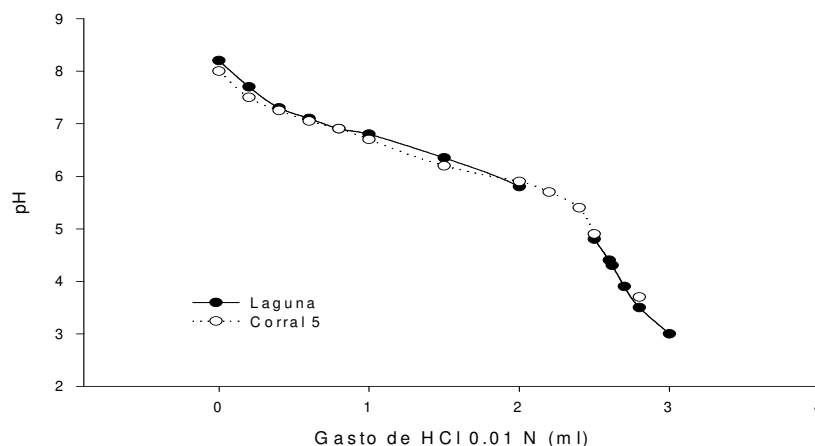


Figura 4. Curvas de titulación con HCl 0.01 N para determinar la alcalinidad en muestras de agua de la laguna y del corral 5 a los 71 días de instalado

DISCUSION

En general, los parámetros físico-químicos del agua, excepto la conductividad y la luz, se comportan de manera similar en los distintos limnocorales y en la laguna. En consecuencia, los sistemas parecen ser comparables siempre que se monitoreen y se conozca su variabilidad natural o debida a errores metodológicos. Algunas diferencias pequeñas e inconstantes en estos parámetros deben ser analizadas estadísticamente y explicadas para cada situación particular.

Aunque en condiciones calmas pueden desarrollarse ciertas diferencias verticales de salinidad en la laguna, estas no se desarrollan especialmente en los corrales a pesar de que son de suponer tales condiciones de calma en los mismos.

En algunas ocasiones existe cierta disminución de oxígeno en el fondo, con o sin estratificación térmica. Pero las mayores anomalías ocurren durante las crecidas excepcionales como la del 7/4/95. Esta fue debida a una acumulación del agua proveniente de los afluentes una semana después de la máxima precipitación diaria (118 mm) registrada en todo el período de estudio, mientras la boca de la laguna se encontraba cerrada impidiendo su desagotamiento. Por otro lado, con tales eventos se igualan la conductividad y el pH entre la laguna y los corrales. A partir de entonces se incrementa la salinidad conforme ingresa el agua oceánica.

La disminución de la luz subsuperficial en C2 el 28/9 sólo puede explicarse por la acción del agitador, ya sea a través de la resuspensión del sedimento o de la propia turbulencia. Para corroborar esta hipótesis se comparó la velocidad del viento entre el 17/9 y el 28/9 en las horas previas de cada

muestreo (tabla 15). La velocidad fue mayor en la segunda fecha y lo mismo sucedió en las dos horas anteriores, y consecuentemente en el promedio de las tres medidas, lo que genera velocidades del rotor de más del doble que en la primer fecha, todo lo cual corroboraría nuestra hipótesis.

Tabla 15. Velocidad del viento (V) y del rotor (R) en las horas previas a los muestreos de luz. V corresponde a datos de la Estación Meteorológica de Rocha, proporcionados por la Dirección Nacional de Meteorología. R calculada a partir de V y de la función exponencial: $R = -4.518 + 4.498 e^{(0.099 V)}$ ajustada a las medidas de V y R ($r = 0,99993$) del 17/9/93 (ver capítulo 3)

	HORA	8	9	10	11	12	MEDIA
17/9/93	V			7,4	9,3	14,8	10,5
	R			4,9	6,8	15,1	8,93
28/9/93	V	11,1	20,4	16,7			16,1
	R	9,1	29,6	19,1			19,3

La reducción de la luz en los corrales se debe a la presencia de la pared en un caso y a ésta sumada al agitador en el otro. Sin embargo, la penetración de la luz en los corrales de nylon es sensiblemente superior al 30 % reportado por Bodungen *et al.* (1976) para paredes de nylon recubierto con PVC, que elevaban la zona eufótica a la mitad de su profundidad natural. Esto no sucede en las aguas someras de las lagunas costeras donde la zona eufótica se extiende en toda la profundidad, y así se mantiene aunque la luz se reduzca por efecto de los corrales. Según Bodungen *et al.* (1976) cierta reducción del campo lumínico puede ser beneficiosa, al limitar el desarrollo de perifiton dentro del mesocosmos.

Los corrales pueden tener el efecto opuesto de aumentar la luz al reducir la turbulencia del agua en su interior. En los limnocorales abiertos del lago Balaton la transparencia de Secchi aumentó de 50 a 70 cm gracias al confinamiento de las aguas, excepto cuando vientos superiores a 4 m s^{-1} provocaban una turbidez similar afuera y adentro de los corrales (Istvánovics *et al.* 1986). Esto no sucedió en nuestro caso, donde a pesar de los fuertes vientos, que llegaron a 10.3 m s^{-1} durante los muestreos, el disco de Secchi siempre llegó al fondo en todos los ambientes. La única vez que no llegó al fondo, en la crecida del 7/4/95, también fue igual afuera y adentro de los corrales. El agitador en cambio reduce sensiblemente el campo lumínico en el fondo. De no quitarse habría limitado fuertemente la producción bentónica, como sucedió en un mesocosmos intermareal de 2 m de altura, donde aquélla se redujo un 30 % (Farke *et al.* 1984). Esta producción es de especial importancia en los sistemas someros. En la zona norte de la laguna de Rocha llegó a $20.6 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en agosto de 1997, mientras el promedio de ese año representó aproximadamente el 30 % de la producción fitoplanctónica (D. Conde, com. pers.).

Además de reducir la penetración de la luz, el agitador genera las mayores diferencias entre el mesocosmos y la laguna. Su alta velocidad el 28/9 provocó la disminución del oxígeno respecto a los otros ambientes. Esto no ocurrió el 12/11, cuando el mismo ya se había retirado. Probablemente el efecto del agitador en la resuspensión del sedimento fue superior a la aireación, debido al aumento del consumo de oxígeno por el sedimento y/o a una menor producción algal al aumentar la turbidez.

Resulta entonces inconveniente la agitación mecánica del agua, e innecesaria cuando las paredes de los limnocorales son suficientemente flexibles. El viento, el oleaje y las corrientes son suficientes para

transmitir a través de las paredes, el movimiento al interior de los corrales, por lo que su uso posteriormente se desestimó.

La mayor diferencia térmica vertical registrada en los perfiles del 17/9/93 no se considera estratificación para aguas templadas, ya que no llega a 1 °C por metro. El calentamiento del agua observado en los corrales sólo en las mediciones a corto plazo y no en las posteriores más espaciadas, advierte sobre la importancia que pueden tener estas diferencias en experimentos más breves —como la determinación de la producción primaria—, que los realizados en este trabajo.

La temperatura ascendente y finalmente mayor en los corrales que afuera, donde se mantuvo casi constante, puede explicarse por el confinamiento del agua. Esta recibe al mediodía una alta radiación térmica, sin posibilidad de disipar el calor como lo hacen las aguas de la laguna, en continuo movimiento y mezcla. La radiación puede verse además aumentada por su reflexión en las paredes.

En los corrales de chapa, la estratificación térmica encontrada puede obedecer a la diferencia extrema del 7/4/95, o a que siempre los valores fueron mayores en superficie que en el fondo. En este caso, aunque reales, las pequeñas diferencias que llegaron sólo a 1 °C en 2 medidas, no tienen importancia ecológica. Para dirimir esta cuestión, se realizó un ANOVA sin el dato del 7/4/95, resultando igualmente significativa, por lo que se mantiene la segunda hipótesis como la más probable. En cambio al realizar la misma prueba con el oxígeno, —ya que exceptuando el 7/4 la máxima diferencia no llega a 1 mg L⁻¹—, las diferencias verticales dejan de ser significativas. Esto confirma que las diferencias térmicas no tienen efectos ecológicos. Por lo tanto, tampoco los corrales de chapa, con paredes menos flexibles que los de nylon, produjeron diferencias relevantes de temperatura ni de oxígeno entre la superficie y el fondo.

Steele *et al.* (1977) mostraron que las fluctuaciones externas de temperatura se repetían en el interior de las bolsas plásticas, aunque fuertemente amortiguadas. También los tubos de Gust (1977) mostraron espectros de energía comparables a los externos para distintas corrientes y oleajes. Para Farke *et al.* (1984) en cambio es inevitable, además de la disminución de la luz, el aumento de temperatura dentro de los corrales. En nuestro caso, la falta de una estratificación significativa nos indica, como a Kuiper (1977), una buena mezcla del agua de los corrales.

Durante la crecida del 7/4/95 se registró anoxia en el fondo de la laguna e hipoxia en el del corral. Esto indica una buena reproducción de las situaciones extremas que se desarrollan en el medio natural. Tal vez la crecida acompañada de sólidos aportados por los ríos y resuspendidos del sedimento, disminuyó la disponibilidad de luz y agotó el oxígeno en la laguna. En cambio, el medio confinado del corral no sufrió tan profundamente este proceso, manteniendo un poco más de oxígeno en el fondo.

En resumen, los corrales de nylon presentan algunas diferencias de oxígeno, tanto verticales como con la laguna, y además afectan sus cambios temporales. Estas diferencias son pequeñas y no llegan a alterar sustancialmente la oxigenación en los corrales. Nada de esto sucede con la temperatura gracias a las paredes flexibles y delgadas. Por el contrario, los corrales de chapa se asemejan más al ambiente exterior pero muestran más diferencias verticales, debido a sus paredes más rígidas que impiden transmitir el movimiento del agua exterior hacia el interior, pero no la temperatura. Sin embargo, afectan la evolución temporal de ésta, tal vez por cierta limitación en la conducción térmica a través de la chapa.

Las principales diferencias entre los corrales y la laguna se dan en la conductividad. La mezcla vertical es importante en ambos ambientes, que en este aspecto se comportan igual. Sin embargo, la horizontal

en unas ocasiones parece completa, pero en otras algunos corrales mantienen una conductividad mayor que en la laguna.

La mayor conductividad en la superficie y el fondo de C2 el 28/9/93 pudo deberse a la resuspensión generada por el agitador, pero sin embargo fue aún mayor en C3, no encontrándose una explicación para ello. También fue mayor en los dos corrales de una chapa que en la laguna y el corral de dos chapas en varias ocasiones a lo largo de 3 meses.

A diferencia de la temperatura y el oxígeno, los continuos cambios de conductividad que ocurren en la laguna, no son inmediatamente acompañados por los corrales. Mientras los dos primeros obedecen a factores comunes afuera y adentro de los corrales, como la temperatura del aire y la radiación solar, los cambios de conductividad dependen de los movimientos advectivos del agua, que debe trasladarse a través del sedimento para igualar los niveles y la concentración en los distintos sistemas. Al principio de esta traslación es de esperar que la conductividad aumente en el fondo de los corrales por arrastre de sales desde el sedimento. Esto explicaría la interacción significativa entre sitio y profundidad, a pesar de no encontrarse estratificación salina significativa en la laguna ni en los corrales.

Este mecanismo de intercambio de agua ya fue señalado por Smetacek *et al.* (1976), y obedece a los cambios de densidad debidos a las fluctuaciones de salinidad del agua circundante. Esta agua más densa entra al corral a través del sedimento arenoso por gravedad, y altos valores de nutrientes y bajos de oxígeno se registran inmediatamente en el agua de fondo.

Tal vez por esta razón el 14/12/94 y el 19/1/95 la conductividad en C1 y C2 fue mayor en el fondo que en la superficie, mientras que en L y C3 sucedió al revés, aunque las diferencias son pequeñas y no significativas. La mayor antigüedad de C3 podría explicar cierto deterioro que permitiera un ingreso del agua circundante hasta igualar las condiciones.

Este proceso igualador es más rápido con la alcalinidad, que mostró curvas de titulación idénticas afuera y adentro del corral, y con el pH. Este no mostró diferencias verticales de importancia, aunque en el verano de 1995 fue mayor en los corrales de chapa, especialmente C1, que en la laguna. Su relación con el oxígeno en estas fechas (fig. 6) no es clara. Si bien el 18/3 el oxígeno también era mayor en C1 (8.8) que en la laguna (6.6), el 15/2 era exactamente igual en ambos sitios. Sin embargo, ambos parámetros siguen en general la misma tendencia durante el verano de 1995.

El comportamiento del agua en los distintos limnocorrales respecto a sus características físicas y químicas, en general similar a la laguna, los valida como sistemas experimentales para estudios a corto y mediano plazo, de algunos días y meses, respectivamente. Los experimentos a muy corto plazo, en cambio, pueden verse afectados por el efecto del confinamiento del agua y su respuesta tardía o incompleta a los cambios externos. Por su parte, el deterioro que con el tiempo sufren los corrales en estos ambientes dominados por fuertes eventos físicos, los tornan inviables para experimentos a largo plazo, de un año o más de duración.

Notini *et al.* (1977) también demostraron en tanques plásticos de 4.2 m³, que las condiciones bióticas y abióticas eran suficientemente similares a las de la zona litoral. Si bien la temperatura difería unos pocos grados y las variaciones diarias de oxígeno y pH eran algo mayores, no provocaban una reacción diferente de los organismos. Igual lo hicieron Ravera & Annoni (1980) para el pH, transparencia y temperatura durante 20 días en cilindros tanto cerrados como abiertos.

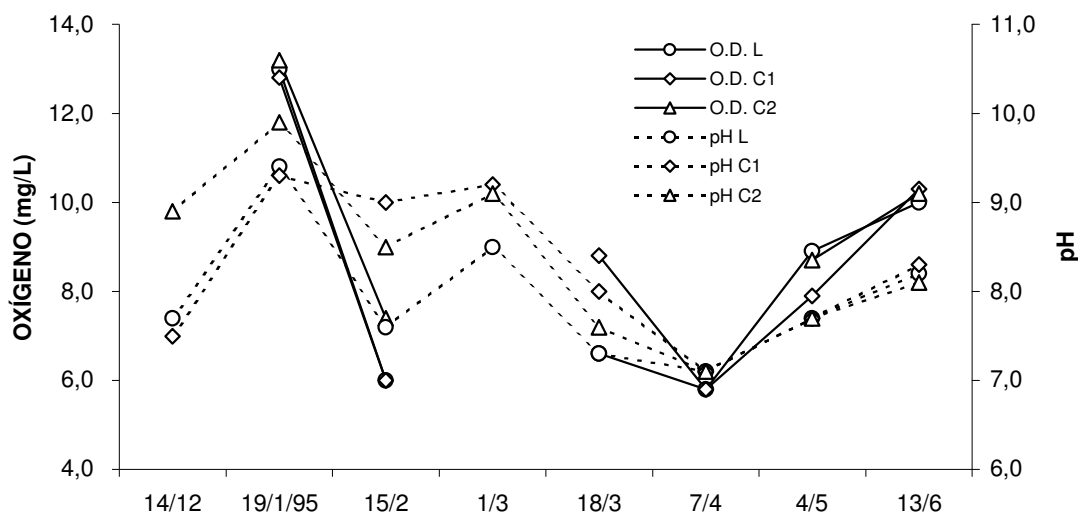


Figura 6. Evolución del pH y el oxígeno durante el verano de 1995 afuera (L) y adentro de dos corrales de chapa (C1 y C2)

Igualmente, Ravera (1990) encontró en dos corrales abiertos y el lago durante varios meses, patrones similares de temperatura, pH, alcalinidad, pero también en la conductividad. Por tratarse de un lago sin grandes variaciones de conductividad, este parámetro no presenta los mismos problemas que en las lagunas costeras.

En cambio, los limnocorrales también abiertos de Stephenson & Kane (1984) mostraron desde el inicio, diferencias importantes de oxígeno, pH y alcalinidad con el estanque donde se instalaron, lo que pudo deberse al pequeño tamaño del mismo.

BIBLIOGRAFIA

- APHA. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA - AWWA - WPCF. Washington: 1268 p.
- Bodungen von B, K von Brockel, V Smetacek & B Zeitzschel. 1976. The Plankton Tower. I. A Structure to study water/sediment interaction in enclosed water columns. *Marine Biology* 34: 369-372.
- Farke H, M Schulz Baldes, K Ohm & A Gerlach. 1984. Bremerhaven Caisson for intertidal field studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 16: 193-197.
- Goldman CR. 1962. A method of studying Nutrient limiting factors *in situ* in water columns isolated by polyethylene film. *Limnol. Oceanogr.* 7: 99-101
- Gust G. 1977. Turbulence and waves inside flexible-wall systems designed for biological studies. *Mar. Biol.* 42: 47-53.
- Istvánovics V, L Voros, S Herodek, LG Tóth & I Tátrai. 1986. Changes of phosphorus and nitrogen concentration and of phytoplankton in enriched lake enclosures. *Limnol. Oceanogr.* 31 (4): 798-811
- Kuiper J. 1977. Development of North Sea Coastal Plankton Communities in Separate Plastic Bags under Identical Conditions. *Mar. Biol.* 44: 97-107
- Landner L, H Blanck, U Heyman, A Lundgren, M Notini, A Rosemarin & B Sundelin. 1989. Community Testing, Microcosm and Mesocosm Experiments: Ecotoxicological tools with high ecological realism. En L Landner (ed.) *Advanced hazard assessment in the aquatic environment*. Springer Verlag, Berlin: 216-254.

- McAllister CD, TR Parsons, K Stephens & JDH Strickland. 1961. Measurements of primary production in coastal sea water using a large-volume plastic sphere. *Limnol. & Oceanogr.* 3: 237-258
- Notini M, B Nagell, A Hagstrom & O Grahn. 1977. An outdoor model simulating a Baltic Sea littoral ecosystem. *Oikos* 28: 2-9
- Ravera O & D Annoni. 1980. Effetti ecologici del rame valutati per mezzo di un ecosistema sperimentale. Atti del 3^o. Congresso della Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia. Pallanza: 407-421
- Ravera O. 1990. The effects of hypolimnetic oxygenation in the shallow and eutrophic Lake Comabbio (Northern Italy) studied by "enclosure". *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 188-194
- Smetacek V, B von Bodungen, K von Brockel, & B Zeitzschel. 1976. The Plankton Tower. II. Release of Nutrients from Sediments due to changes in the density of bottom water. *Marine Biology* 34: 373-378.
- Sokal RR & FJ Rohlf. 1979. *Biometria*. H. Blume. Madrid.
- Steele JH, DM Farmer & EW Henderson. 1977. Circulation and Temperature Structure in Large Marine Enclosures. *J. Fish. Res. Board. Can.* 34: 1095-1104
- Stephenson RR & DF Kane. 1984. Persistence and Effects of Chemicals in Small Enclosures in Ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 313-326
- Strickland JDH & LDB Terhune. 1961. The study of in-situ marine photosynthesis using a large plastic bag. *Limnol. & Oceanogr.* 6: 93-96

ESTADO TROFICO DEL AGUA Y CARACTERISTICAS DEL PLANCTON EN LIMNOCORRALES BENTICOS EN LA LAGUNA DE ROCHA

INTRODUCCION

La importancia creciente que se le ha dado a la eutrofización de las aguas, tanto continentales como costeras, condujo al desarrollo de numerosos experimentos mediante la utilización de mesocosmos (Davies & Gamble 1979, Ravera 1989). Estos aislamientos artificiales de una o varias porciones del sistema natural permite la realización de balances de nutrientes (Nowicki & Oviatt 1990, Fong et al. 1993, Dodds 1995), la identificación del nutriente limitante de la producción (Hecky & Kilham 1988), o el estudio de los factores que intervienen en la eutrofización (Widbom & Frithsen 1995) o de los efectos de la fertilización sobre los distintos procesos (Jacobsen *et al.* 1995, Gross *et al.* 1997, Suzuki *et al.* 1997) y comunidades (Heip 1995, Short *et al.* 1995, Rybczyk *et al.* 1996) del ecosistema.

La posibilidad de extrapolar los resultados de estos experimentos a todo el sistema depende del grado de similitud entre éste y el mesocosmos. Especialmente importante es que estos artefactos no provoquen, por sí mismos, cambios sustanciales en la concentración natural de los distintos nutrientes, particularmente en las formas de nitrógeno y fósforo. Esto suele suceder cuando se da un desarrollo importante del perifiton en las paredes del mesocosmos, capaz de asimilar los nutrientes añadidos. Además del *Aufwuchs*, otros sumideros posibles de nutrientes son los sedimentos y la atmósfera, de donde la necesidad de controlar el contenido de N y P en los sedimentos (R. Psenner, com. pers.).

Dada la importancia de los nutrientes para el plancton, así como de estas comunidades en la dinámica de los nutrientes, el estudio de la eutrofización mediante el uso de mesocosmos, debe incluir una comparación de las mismas entre su interior y exterior.

Sólo un sistema de circulación mecánica del agua, o la presencia de paredes porosas como las usadas por de Lafontaine & Leggett (1987) para estudios de peces, pueden permitir una respuesta inmediata del mesocosmos, a las variaciones exteriores de los parámetros ambientales. Sin embargo, aún así subsisten ciertas diferencias, como en la biomasa fitoplanctónica que en el caso citado resultó menos variable que en el exterior. Las respuestas del fitoplancton al confinamiento en limnocorales, han sido contradictorias. En ocasiones se encontró una disminución de su abundancia por agotamiento de los nutrientes o por una menor resuspensión de los organismos (Lund 1972), mientras que en otros casos se desarrollaron floraciones atribuidas al propio confinamiento (Lacaze 1971, Pitta *et al.* 1995).

Kaushik *et al.* (1985) encontraron densidades similares de zooplancton afuera y adentro de corrales cúbicos de 5 m de lado. Pero corrales mayores (16 m Ø) presentaron más cantidad de macrozooplancton contra las paredes, debido al crecimiento de perifiton, generación de corrientes circulares o diferencias de temperatura o luz entre el borde y el centro del corral (Stephenson *et al.* 1984). El desarrollo de perifiton o 'efecto pared' tal vez sea la alteración más señalada en la literatura sobre mesocosmos. Según Uehlinger *et al.* (1984) el perifiton adherido a las paredes plásticas comienza a interferir normalmente después de unas 2 semanas.

El objetivo de este trabajo es evaluar el estado trófico y la comunidad planctónica del agua incluida en distintos limnocorrales instalados en la laguna de Rocha, comparándolos con el medio natural, a fin de validarlos como sistemas experimentales. También se comparan los corrales entre sí a efectos de conocer su replicabilidad en los experimentos para los que sean utilizados.

MATERIAL Y METODOS

La descripción detallada de los distintos corrales que se evalúan, fue realizada en un capítulo anterior, y los experimentos llevados a cabo se presentan en la tabla 1. El corral de nylon (C5) fue evaluado comparando la concentración de las principales formas de N y P, así como los sólidos suspendidos totales (SST) con la laguna, a los 37 días de instalado por primera vez (12/11/93) y a los 27 y 44 días de su reinstalación (11/1 y 24/2/94).

Los mismos parámetros fueron también comparados entre el corral de 2 chapas (C3) y la laguna entre 3 y 5 ocasiones desde los 17 hasta los 154 días de su instalación (28/7 a 14/12/94). En 2 ó 3 ocasiones del mismo período (28/7, 29/10, 14/12) se evaluó además el efecto de dicho corral en la estratificación de los nutrientes, SST y su contenido de materia orgánica. Asimismo, se analizó este mismo efecto pero en 2 corrales de una chapa a los 48 días de instalados (19/1/95).

El 12/11/93 se comparó la concentración de silicato entre la laguna, un corral de nylon en ese momento comunicado con la misma (C1), uno de casi 2 meses (C3) y otros tres de 37 días de antigüedad (C4, C5 y C6). Este nutriente también se determinó el 1/9/94 afuera y adentro del corral de dos chapas (C3)

Tanto el fitoplancton como el zooplancton (tabla 2) se muestrearon en la zona de la laguna próxima a los corrales el día de su instalación (17/9/93), a efectos de conocer su composición natural inicial.

Tabla 1. Mediciones realizadas para comparar las características tróficas del agua en los limnocorales (1 a 6) y en la Laguna Rocha (L). Los distintos tonos de gris indican las tres comparaciones realizadas.

	1993	1994								1995
	12/11	11/1	24/2	28/7	11/8	1/9	28/10	14/12	19/1	
SiO2	L,1,3, 4,5,6					L,3				
PT	L,5			L,3				L,1,3	L,1,2	
PO4										
NT								L,3		
NO3						L,3				
NO2						L,3				
NH4						L,3				
SST							L,3			
MO										

Para evaluar el efecto del corral y del agitador, se muestrearon ambas comunidades en C2 (con agitador), C3 y la laguna a los 12 días de su instalación (28/9), y el zooplancton además en C1. Al momento de quitarse el agitador de C2 (6/10), se tomaron nuevamente muestras de fitoplancton en el mismo y en C3. Ambas comunidades fueron muestreadas en la laguna y un nuevo corral de nylon (C5) a los 37 días (12/11) de su instalación, y el zooplancton también en C3 y C4.

El fitoplancton se muestreó además en la laguna, C3 cuando su reinstalación y C5 con 27 días de reinstalado (11/1/94). Se tomaron muestras de todo el plancton afuera y adentro del corral de dos chapas (C3) tras 52 días de instalado (1/9/94), al igual que del zooplancton el 28/10/94 y el 19/1/94, además de C2 en esta última fecha.

Tabla 2. Experimentos realizados para comparar el plancton en los distintos limnocorales y en la laguna.

	1993				1994			1995
	17/9	28/9	6/10	12/11	11/1	1/9	28/10	19/1
Abundancia Fitoplancton	L			L,5	L,3,5	L,3		
Presencia/Ausencia Fitoplancton		L,2,3	2,3					
Abundancia relativa (%) Zooplancton, grupos	L	L,1,2,3		L,3,4,5				
Rangos Zooplancton, géneros y especies	L	L,1,3		L,5		L,3	L,3	L,2,3

METODOS DE MUESTREO Y ANALISIS

Las muestras de agua, tomadas en botellas de plástico de 1 L, se trasladaron congeladas al laboratorio para la realización de los análisis químicos. Tras retirar una alícuota para determinar el contenido de fósforo y nitrógeno totales (PT y NT), un volumen conocido del resto de la muestra se filtró hasta la colmatación de un filtro

Whatman GF/C. Los sólidos suspendidos totales (SST) retenidos en el filtro, se determinaron por diferencia de peso tras secarlos a 105 °C (APHA 1985). Su contenido de materia orgánica (%MO) se determinó como pérdida de peso por ignición a 500 °C durante 15 minutos, del mismo filtro.

Tanto para el NT y PT en la muestra sin filtrar, como para el N y P disueltos totales (NDT y PDT) en el agua filtrada, primero se hizo una digestión siguiendo el método de Valderrama (1981), y a continuación se midieron el N como nitrato por el método del Na-salicilato (Muller & Weideman 1995) y el P como ortofosfato por el método del molibdato de amonio (Murphy & Riley 1962). El amonio se determinó por el método del azul de indofenol (Koroleff 1970). El nitrato, por reducción a NO_2 en presencia de cadmio (APHA 1985) debido a que la elevada salinidad interfería con el método de Muller & Weideman (1995). El nitrito, según Strickland & Parsons (1972). **El silicato ...**

Las muestras de fitoplancton se tomaron con una trampa Schindler-Pattalas de 25 L provista de un copo de 25 μm de malla en la salida, y se fijaron con lugol. Se identificaron los géneros excepto algunas diatomeas pennadas, las dinoficeas y las criptofitas, que no pudieron ser identificadas. Mientras en las muestras del 28/9 y 6/10/93 sólo se registró la presencia o ausencia de cada taxon, en las demás se determinó la abundancia mediante conteo en cámaras de sedimentación y microscopio invertido.

Las muestras de zooplancton se tomaron con la misma trampa Schindler-Pattalas, pero provista de un copo de 80 μm , y fueron fijadas con formaldehído 10%. Los individuos de los 3 primeros muestreos fueron clasificados y contados en grandes grupos en una cámara tipo Bogorov. Los de los 3 últimos fueron determinados hasta género o especie, pero no contados aunque se realizó una estimación de su número en categorías: muy abundantes, abundantes y escasos.

Los datos de P, N, SST y su contenido de materia orgánica, fueron analizados mediante ANOVA y/o MANOVA de 2 o 3 vías, según se contara con datos de varios sistemas, fechas y/o profundidades. La concentración de silicatos el 12/11/94 fue comparada entre cinco corrales y la laguna mediante la prueba de Lord (Snedecor & Cochran 1981).

Las similitudes entre las distintas muestras de plancton se evaluaron en cambio mediante análisis de agrupamiento. Se empleó la discordancia porcentual para los datos de presencia/ausencia del fitoplancton, por ser una medida más apropiada para variables categóricas, y para la abundancia relativa del zooplancton. Esta distancia se computa como la proporción de organismos diferentes entre dos muestras con respecto al total de organismos contabilizados en ambas muestras.

Para los datos de abundancia absoluta de fitoplancton y por rangos de zooplancton, se recurrió en cambio a la distancia de Manhattan, más conservadora que la

euclidiana porque aumenta las distancias cuando las muestras difieren en más de una especie:

$$\text{distancia de Manhattan} = \sum_i |x_i - y_i|$$

donde ' x_i ' e ' y_i ' representan el número de individuos de cada especie ' i ' presente en las muestras ' x ' e ' y '.

En todos los casos se escogió el método UPGMA (Unweighted Pair-Group Method Average) para construir el dendrograma con los agrupamientos formados. Todos los Análisis de varianza y de agrupamiento fueron realizados con el programa STATISTICA.

RESULTADOS

1. Parametros Abióticos

En los tres experimentos realizados, el PT varió entre 0.7 y 3.7 $\mu\text{g.at P L}^{-1}$, con un promedio de 2.3 $\mu\text{g.at P L}^{-1}$. Poco más de la mitad estaba en forma particulada, y una cuarta parte como PO_4 . El NT varió entre 23 y 397 $\mu\text{g.at N L}^{-1}$, con 114 $\mu\text{g.at N L}^{-1}$ de promedio. Casi siempre y en todos los ambientes, el mayor porcentaje del N –al revés que el P-, estuvo en forma disuelta, pero dentro de ésta fue muy cambiante el predominio del N orgánico o inorgánico, y éste a su vez era principalmente NH_4 cuando se evaluó el corral de nylon, y NO_3 cuando se evaluó el de chapas durante el segundo semestre de 1994. El NO_2 fue siempre muy escaso.

La relación molar N:P para sus formas disueltas siempre fue superior a 16:1, y en ocasiones sumamente elevada, especialmente en el primer experimento. El promedio durante el segundo experimento, fue 61:1. Los SST fueron relativamente altos (27 - 239 mg L^{-1}), promediando 65 mg L^{-1} , con 27 % de MO, la que varió entre 13 y 34 %

1.1. Comparaciones entre los corrales y la laguna

No se encontraron diferencias significativas de P en ninguna de sus formas al comparar la laguna con el corral de nylon (C5) en tres ocasiones (tabla 3), ni con el corral de 2 chapas (C3) en otras cinco (tabla 4). A pesar de ello, en ambos casos se nota cierta tendencia dentro de los corrales, al predominio del P particulado sobre el disuelto y también una mayor cantidad de amonio que afuera, independientemente de la fecha y de las concentraciones. En el corral de nylon esta tendencia es coincidente con la del NPT. Sin embargo, son el NT y el PT los que en forma conjunta muestran diferencias significativas entre el corral de chapas y la laguna.

Tabla 3. Valores de las distintas formas de N y P ($\mu\text{g.at L}^{-1}$), SST (mg L^{-1}) y MO (%) en la laguna (L) y el corral de nylon (C5) a los 27, 37 y 44 días de la instalación. Abajo: nivel de probabilidad (p) de no diferencias para ambos factores (ANOVA, $p < 0.05$, cifras en negritas: ver texto)

		PT	PPT	PDT	PO ₄	NT	NPT	NDT	NIT	NO ₃	NO ₂	NH ₄	N:P	SST	MO
12.11.93	C5	3,0	1,6	1,4	0,3	31,7	9,5	22,2	14,2	6,2	0,4	7,6	16	95	
	L	2,7	1,6	1,1	0,3	31,6	11,5	20,1	19,8	6,4	0,6	12,8	18	59	
11.01.94	C5	1,7	1,3	0,4	0,0	233,9	136,2	97,7	68,4	4,0	0,0	64,4	276	60	21
	L	0,7	0,4	0,3	0,0	132,7	0,0	132,7	27,3	11,9	0,0	15,4	521	27	34
24.02.94	C5	2,0	1,8	0,2	0,0	397,2	84,5	312,7	34,5	0,0	0,0	34,5	1524	50	32
	L	2,3	0,0	2,3	1,5	108,7	0,0	108,7	26,2	0,0	0,0	26,2	47	54	31
ANOVA P=	Sitio	.489	.225	.523	.404	.264	.212	.522	.402	.408	.423	.387	.526	.227	
	Día	.132	.535	.613	.561	.295	.594	.315	.375	.224	.038	.459	.595	.283	

Tomados individualmente, tampoco los compuestos nitrogenados, ni los SST o su contenido de MO, difieren significativamente entre sitios en ninguno de los dos experimentos (tablas 3 y 4). La concentración de silicatos el 12/11/93 fue significativamente superior en el corral 6 ($328 \mu\text{g L}^{-1}$), que en la laguna y los otros cuatro corrales, que promediaron $294 \mu\text{g L}^{-1}$ (prueba de Lord, Snedecor & Cochran 1981). El 1/9/94 las concentraciones afuera y adentro de C3 bajaron a 214 y $234 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente.

Tabla 4. Concentración de nutrientes ($\mu\text{g-at L}^{-1}$) y SST (mg L^{-1}) afuera y adentro de C3 a los 17, 30, 50, 110 y 154 días de instalado. Abajo: Nivel de probabilidad (p) de no diferencias (ANOVA y MANOVA tomando las variables de a dos y tres) $p < 0.05$

		PT	PPT	PDT	PO ₄	NT	NPT	NDT	NIT	NO ₃	NO ₂	NH ₄	N:P	SST	
28.7.94	C3	3,7	2,8	0,8	0,2	83,1	12,7	70,4	37,1	36,0	0,3	0,8	83	48	
	L	1,5	0,7	0,8	0,6	85,3	12,0	73,4	41,1	36,0	5,1	0,0	87	56	
11.8.94	C3	1,8	0,5	1,3	0,2	83,8	5,2	78,6	60,8	39,7	5,5	15,6	61	57	
	L	2,7	1,5	1,1	1,1	86,1	23,2	62,9	42,8	42,0	0,4	0,4	55	60	
1.9.94	C3	5,3	3,5	1,8	1,0	138,4	62,0	76,3	42,0	39,7	0,2	2,0	43	239	
	L	3,3	1,7	1,6	0,8	103,2	37,4	65,9	43,6	42,7	0,1	0,8	40	105	
28.10.94	C3	1,5	1,1	0,4	0,4	25,4	2,7	22,7	9,3	6,5		2,8	52	34	
	L	0,9	0,6	0,3	0,3	23,1	0,0	26,7	8,0	7,3		0,7	78	50	
14.12.94	C3	2,4	1,9	0,5	0,6	39,7	2,3	37,4	10,6	10,6		0,0	70	42	
	L	1,4	0,8	0,7	0,6	56,0	14,0	42,0	12,2	8,9		3,2	64	42	
ANOVA P=	Sitio	.0563	.0707	.7163	.4070	.7759	.9664	.6334	.6190	.6645	.3745	.3573	.1666	.4914	
	Día	.0265	.0998	.0203	.6602	.0286	.0410	.0174	.0116	.0007	.0011	.5925	.0736	.1493	
MANOVA	Sitio					.0319									
	Día					.0071									
PT/ PDT/	Sitio							.8985	.8945	.5025					
	Día							.0262	.0042	.0009					
PDT/NPT/	Sitio									.6116					
	Día									.0157					

1.2 Variaciones verticales

Sólo el PO₄ mostró algunas diferencias verticales afuera y adentro de C3 (tabla 5), aunque no significativas ($p=0.0623$). Tampoco resultaron significativos los efectos

secundarios (interacciones) para ninguna de las variables, no encontrándose entonces que el corral provoque las pequeñas diferencias observadas.

1.3 Variaciones temporales

En el primer experimento, solamente el NO₂ mostró diferencias significativas entre las tres fechas, pero debido a que en las últimas dos no fue detectado. Recién en el segundo experimento, que involucró más fechas de muestreo y más tiempo, se detectan variaciones temporales del PT y PDT, similares fuera y dentro del corral (figura 1), así como de todas las formas nitrogenadas, excepto el amonio (figura 2). El análisis multivariado entre fechas resultó significativo para los pares PT/NT, PDT/NDT, PDT/NIT y PDT/NO₃, así como para PDT/NPT/NO₃. El par PT/NT también difirió entre sitios.

Tabla 5. Concentración de nutrientes ($\mu\text{g-at L}^{-1}$), SST (mg L^{-1}) y MO (%) en la superficie y el fondo de la laguna y del corral de dos chapas (C3) a los 17, 110 y 155 días de instalado. Abajo: Nivel de probabilidad de que existan diferencias para los tres factores y sus interacciones (ANOVA, $p < 0.05$).

		PT	PPT	PDT	PO ₄	NT	NPT	NDT	NIT	NO ₃	NH ₄	N:P	SST	%MO
28.7	Ls	1,8	0,7	1,1	0,1	70,4	8,2	62,1	43,7	43,5	0,0	57	60	
	Lf	1,5	0,7	0,8	0,6	85,3	12,0	73,4	41,1	36,0	0,0	87	56	
	3s	1,7				83,8							52	
	3f	3,7	2,8	0,8	0,2	83,1	12,7	70,4	37,1	36,0	0,8	83	48	
28.10	Ls	0,9	0,6	0,3	0,3	23,1	0,0	26,7	8,0	7,3	0,7	78	50	13
	Lf	1,3	0,9	0,4	0,4	28,4	7,3	21,1	7,3	7,3	0,0	55	52	2
	3s	1,5	1,1	0,4	0,4	25,4	2,7	22,7	9,3	6,5	2,8	52	34	28
	3f	1,2	0,5	0,7	0,7	23,1	0,0	24,1	17,5	5,3	12,2	35	42	24
14.12	Ls	1,4	0,8	0,7	0,6	56,0	14,0	42,0	12,2	8,9	3,2	64	42	32
	Lf	1,3	0,7	0,6	0,5	38,3	8,6	29,7	13,6	11,8	1,8	48	33	35
	3s	2,4	1,9	0,5	0,6	39,7	2,3	37,4	10,6	10,6	0,0	70	42	28
	3f	1,4	1,4	0,0	0,7	39,0	4,0	35,0	11,9	8,1	3,7	47	47	21
ANOVA p=	Sitio	.3518	.1714	.7103	.0623	.8250	.4332	.9296	.5350	.4423	.2330		.1638	.7240
	Día	.4406	.1886	.9674	.0697	.0219	.4647	.0384	.6224	.1928	.3968		.0801	.0511
	Prof.	.8624	.3891	.7651	.0952	.9738	.9626	.0997	.4610	.8743	.2696		.9114	.9247
	SxD	.8419	.1998	.3533	.1361	.6162	.6171	.6772	.3490	.8743	.1963		.1238	.0439
	SxP	.8471	.2526	.7568	.0927	.8485	.8888	.1112	.5140	.3556	.2019		.2734	.0707
	DxP	.6230	.7457	.4449	.1148	.5152	.7098	.1799	.6941	.7578	.4236		.3812	.1866

En el tercer experimento, al incluir las profundidades aunque con tres fechas, sólo el NT y NDT muestran diferencias entre días. Pero la interacción significativa entre sitio y día, muestra un efecto del corral en las variaciones temporales del porcentaje de materia orgánica. A pesar de que no se pudo probar variación entre sitios de esta variable (tabla 5), la variación temporal fue casi significativa ($p=0.051$)

2. Fitoplancton

Entre todas las muestras de fitoplancton se encontraron 18 géneros de diatomeas, 8 de clorofitas, 7 de cianofitas, 4 de euglenofitas y 2 de crisofitas, además de algunas pennadas, que como las dinoficeas y criptofitas no fueron identificadas (tabla 6).

El análisis de clusters (fig. 3) reunió en general aquellas muestras provenientes de una misma fecha, independientemente de su procedencia de adentro o afuera de cualquiera de los corrales evaluados. Cuando se agruparon las ocho muestras para las que se disponía de datos de abundancia, las dos de noviembre de 1993 se diferenciaron del resto, por ser las más abundantes. Al igual que las dos de setiembre de 1994, que forman un segundo grupo, estuvieron dominadas por *Nitzschia* spp., mientras que las demás lo estuvieron por las cryptofíceas. El fitoplancton de enero de 1994 resultó más similar entre el corral 3 y la laguna que con el corral 5, el que quedó agrupado con la muestra única de la laguna de setiembre de 1993.

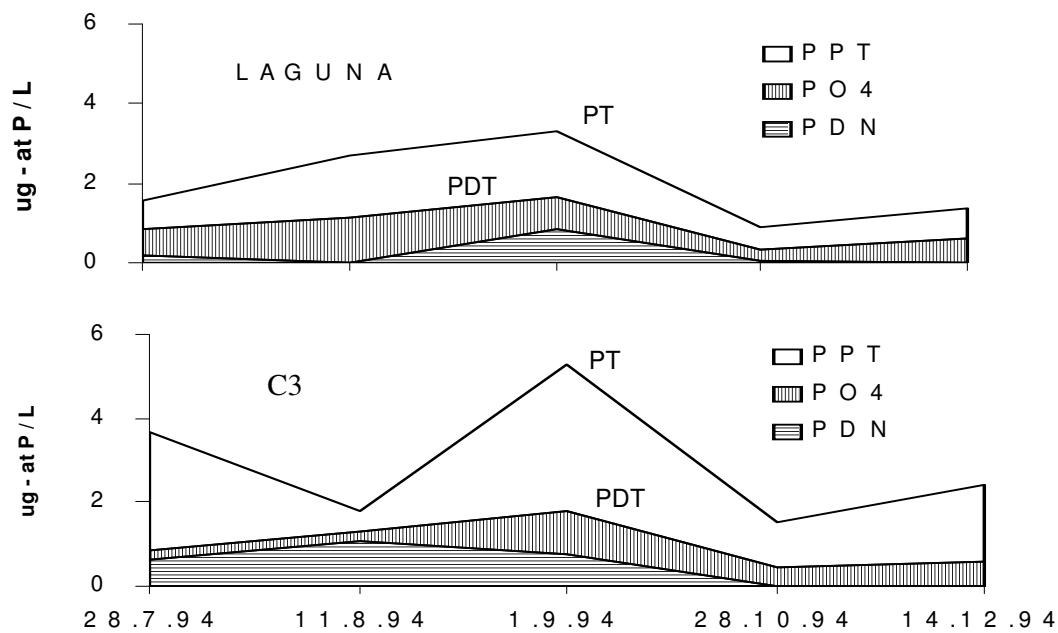


Figura 1. Evolución de las diferentes formas de P en la laguna y en el corral de dos chapas (C3) de julio a diciembre de 1994. La acumulación de las dos curvas inferiores (PDN y PO_4) representa el PDT, y la de éste con el PPT, al PT.

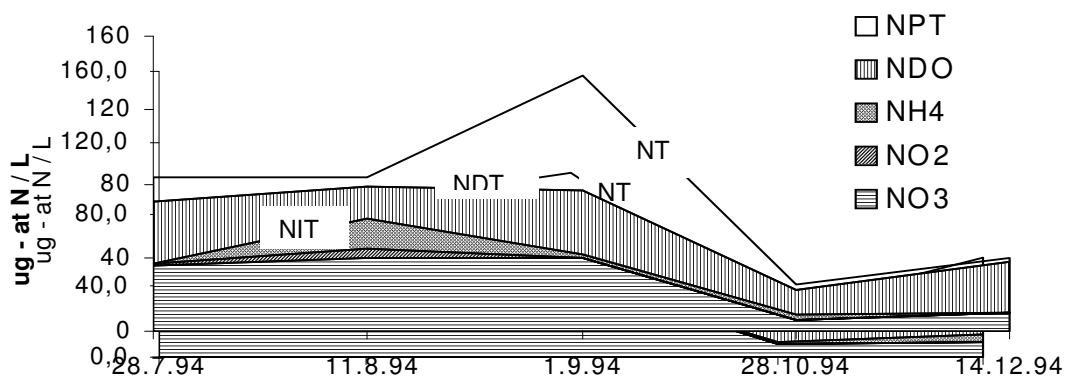


Figura 2. Evolución de las diferentes formas de N en la laguna y en el corral de dos chapas (C3) de julio a diciembre de 1994. La acumulación de las tres curvas inferiores (NO_3 , NO_2 y NH_4) representa el NIT, y la de éste con el NDO, al NDT que sumado al NDO resulta en el NT.

Al considerar sólo la presencia/ausencia de los distintos géneros de algas, las ocho muestras ya mencionadas conforman un grupo aparte de las cinco restantes, y agrupado exactamente igual que en el caso anterior (fig. 3). En el nuevo grupo también resultó más similar el fitoplancton de C3 al de la laguna, que al del corral 2 del 28/9/93. Pero éste muestra aún una mayor diferencia que en el caso anterior, tal vez debida a la presencia del agitador.

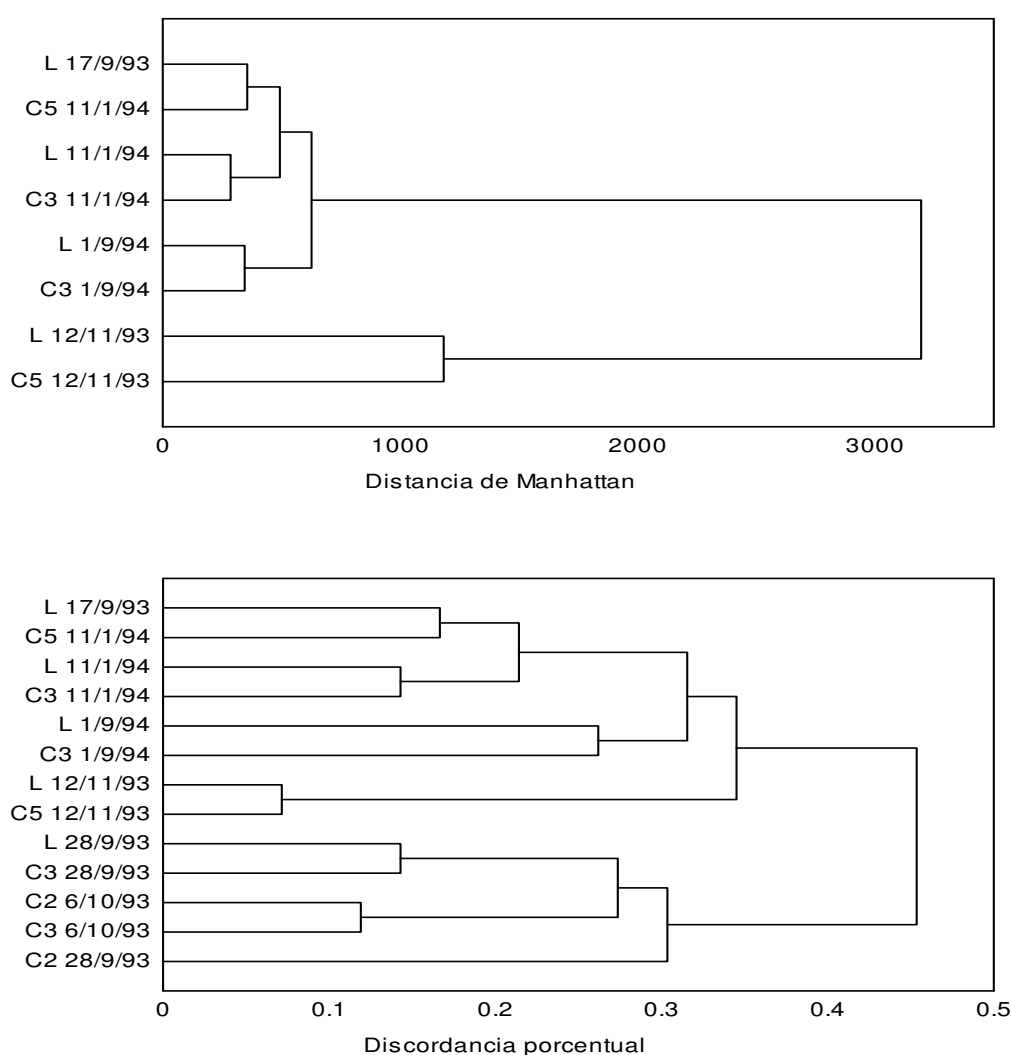


Figura 3. Agrupamiento de las muestras de fitoplancton según datos de abundancia (arriba) y de presencia/ausencia (abajo)

Tabla 6. Abundancia (L^{-1}) de fitoplancton fuera y dentro de diferentes limnocorales el 17/9 y 12/11/93 y el 11/1 y 1/9/94, y presencia / ausencia (+/-) el 28/9 y 6/10/93

	17/9	28/09/93			6/10/93		12/11/93		11/1/94			1/9/94	
	L	L	C 2	C 3	C 2	C 3	C5	L	L	C3	C5	L	C3
DIATOMEAS													
<i>Nitzschia</i>	117	-	+	-	-	+	1549	1306	13	44	56	136	155
<i>Navicula</i>	162	+	+	+	+	-	183	549	11	15	355	82	116
<i>Synedra</i>	36	+	+	+	-	+	5	11			7	3	3
<i>Surirella</i>	9	+	+	+	+	+	3	11				6	3
<i>Diploneis</i>	1	+	-	+	+	+	2	8	1			1	1
<i>Gyrosigma</i>		+	+	+	+	+		6				13	3
<i>Amphora</i>							9	23				0	0
<i>Cymbella</i>	3						2	14				3	0
<i>Diatoma</i>							5					1	0
<i>Fragilaria</i>		+	+	+	+	+							
<i>Biddulphia</i>		+	-	+	-	-							
<i>Amphipora</i>		+	+	+	-	-							
PENNADAS sin identificar	11						14	25			10	16	70
<i>Cyclotella</i>		-	+	-	-	-							
<i>Coscinodiscus</i>		-	-	+	-	-							
<i>Aulacoseira</i>		-	+	-	+	-	9	3					3
<i>Melosira</i>	6	+	+	+	-	-	19	37	3	3	14	17	107
<i>Paralia</i>							12	14	1		2	9	34
<i>Thalassiosira</i>	3						9	57			5	1	
CLOROFITAS													
<i>Closteriopsis</i>							3	6	5			26	42
<i>Scenedesmus</i>								8	1				
<i>Tetrastrum</i>							2	3					
<i>Chlamydomonas</i>		-	+	-	-	-				2	5	2	
<i>Eudorina</i>									1	2			
<i>Pandorina</i>		+	+	+	+	+				2			
<i>Closterium</i>							820	571					
<i>Chlorella</i>		-	+	-	-	-							
EUGLENOFITAS													
<i>Trachelomonas</i>	13	+	-	-	-	-	26	31	18	33	23	12	19
<i>Strombomonas</i>		-	-	-	-	-						1	7
<i>Phacus</i>		+	-	-	-	-						1	1
<i>Euglena</i>		+	+	+	-	-	3	6	2	2	1		
CRISOFICEAS													
<i>Mallomonas</i>		-	-	+	-	-		3					1
<i>Synura</i>		+	-	+	-	-							
DINOFICEA sin identificar							5	11	6	10	18	1	
<i>Peridinium</i>		-	+	+	-	-						1	
CRYPTOFICEAS sin ident.	312						854	1001	205	424	323	79	137
CIANOFICEAS													
<i>Oscillatoria</i>		-	+	-	-	+							
Aphanizomenon							2	6					1
<i>Raphidiopsis</i>													
<i>Merismopedia</i>		+	-	-	-	-	5	8					
<i>Aphanothece</i>													4
<i>Phormidium</i>		+	+	+	-	-							
<i>Lyngbia</i>		-	+	-	-	-							
TOTAL	673	15	16	15	7	8	3541	3718	267	537	819	411	707

3. Zooplankton

Al momento de instalarse los limnocorrales en la laguna, el zooplankton (tabla 7) estaba dominado por formas juveniles. Once días después, tanto la laguna como los corrales contenían un mayor porcentaje de rotíferos. Los calanoides dominaron la comunidad natural dos semanas más tarde, pero no la de los corrales, donde los nauplios fueron los más abundantes en C3 Y C4 y los copepoditos en C5.

Tabla 7. Porcentaje de los organismos del zooplankton presentes en la laguna y distintos limnocorrales en tres muestreos de 1993

	17/ 9	28/9				12/11			
	L	L	C 1	C 2	C 3	L	C 3	C 4	C 5
Rotíferos	6	94	98	50	71	1	7	43	0
Cladóceros	19	1	0	0	1	6	0	0	0
Nauplios	44	3	2	38	19	22	80	49	25
Calanoides	0	0	0	0	1	71	0	3	25
Ciclopoides	6	0	0	2	1	0	0	0	0
Harpacticoides	0	1	0	0	2	0	0	0	0
Copepoditos	25	1	0	10	5	0	13	5	50

Estas muestras de zooplankton no se agruparon todas por fechas tan claramente como las de fitoplancton (fig. 6). Las de los corrales C1 y C2 del 28/9, dominadas por rotíferos, fueron las más similares e inmediatamente ligadas a las cuatro del 12/11. De éstas, los tres corrales se asemejan más por el predominio de formas juveniles, mientras la laguna estuvo dominada por calanoides. Todas estas muestras quedaron reunidas con la laguna del 17/9 y recién en último lugar con el otro corral (C3) y la laguna del 28/9.

Con las muestras semicuantitativas, pero en las que fueron determinadas las especies (tabla 8), se observa en cambio la similitud entre el zooplankton de la laguna el día en que se instalaron los corrales y 12 días después con dos de ellos. Las cuatro muestras estaban dominadas por el rotífero *Notholca acuminata*, y compartían la presencia de *Bosmina huaronensis* y nauplios. L y C5 se siguen pareciendo entre sí en noviembre del mismo año, aunque ahora el rotífero es sustituido por *Notodiaptomus incompositus*. También se parecen L y C3 en cada uno de los dos muestreos del año siguiente, sobre todo por la escasez de individuos y de grupos del zooplankton. En enero de 1995 cambian los rotíferos dominantes a *Lecane lunaris* y los calanoides a *Acartia tonsa* en los tres sitios comparados, que siguen siendo similares.

El análisis de agrupamiento (figura 6) muestra claramente estas similitudes para las muestras de 1993. Las posteriores en cambio, se asocian por su sitio de procedencia más que por la fecha.

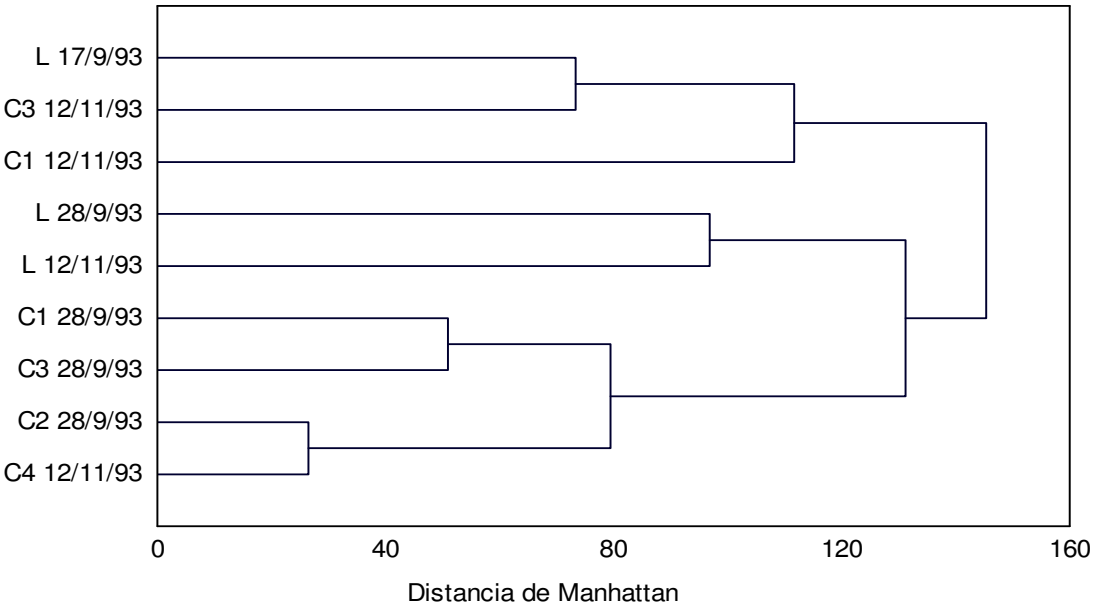
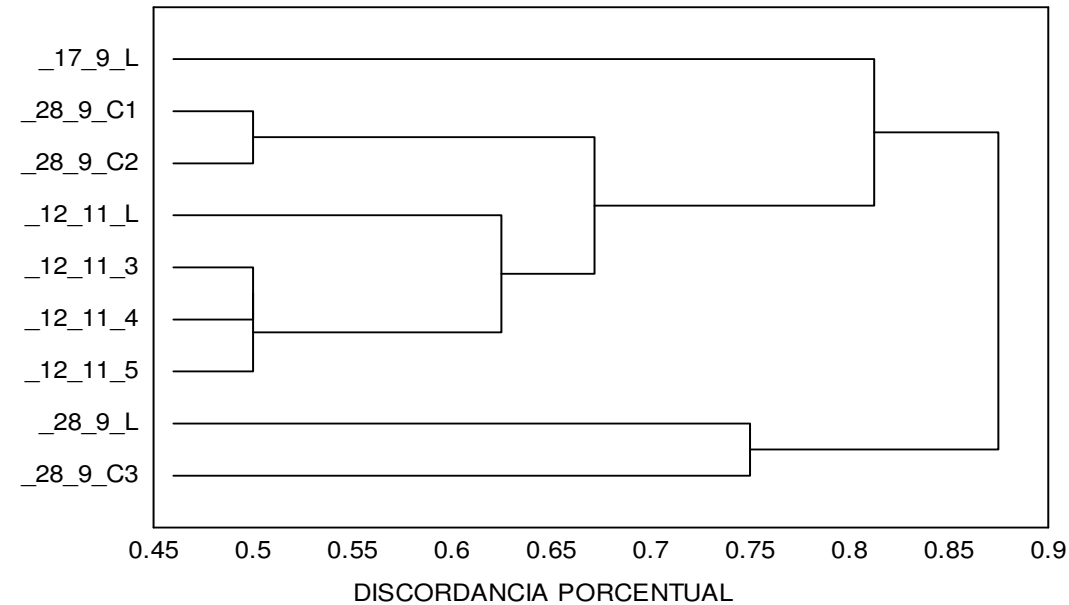


Figura 6. Agrupamiento de las muestras de zooplancton según la abundancia porcentual de los distintos grupos (arriba) y según rangos de abundancia de las especies (abajo)

Tabla 8. Rangos de abundancia de los organismos del zooplancton en la laguna y distintos limnocorales en seis muestreos de setiembre de 1993 a enero de 1995

	17/9/93	28/9/93			12/11/93		1/9/94		28/10/94		19/1/95		
	L	L	C1	C3	L	C5	L	C3	L	C3	L	C2	C3
Notholca acuminata	+++	+++	+++	+++									
Lecane lunaris									++		+	+++	
Keratella tropica												++	
Keratella americana							+		+				
Keratella cochlearis			+										
Bosmina huaronensis	+	+	+	+									
Ceriodaphnia dubia					+		+						
Daphnia parvula					+								
<i>Nauplios</i>	+++	+	+	++	++	++					+++	+++	+++
Acanthocyclops robustus	++	+											
Metacyclops sp.		+	+										
Paracyclops sp.				+									
Tropocyclops sp.									+				
Acartia tonsa	+						+	+			+	+	++
Notodiaptomus incompositus					++	++					+		

DISCUSION

En muchas lagunas costeras, a diferencia de las aguas interiores, el factor limitante es el N y no el P, aunque la literatura brinda ejemplos de ambas situaciones. La relación N:P encontrada en la laguna de Rocha, tanto afuera como adentro de los corrales, está en general muy por encima de la de Redfield (19XX), debido a las muy altas concentraciones de N. En consecuencia, el nutriente limitante de la producción primaria sería el P, tal como lo reportaran Pintos *et al.* (1991). Esto señala a la zona norte de la laguna de Rocha, aunque de salinidad fluctuante, como un ambiente principalmente límnic.

La elevada carga de sólidos suspendidos y su bajo contenido orgánico son propios de un ambiente que por su baja profundidad y extensa área superficial, está

continuamente sometido a la resuspensión del sedimento por efecto de los fuertes vientos dominantes en la zona.

Al comparar las concentraciones de los nutrientes entre sistemas, ninguno muestra diferencias significativas. Sin embargo, sí lo hacen el NT y el PT en conjunto, con el corral de chapa. La tendencia a un predominio de las formas particuladas sobre las disueltas dentro de los corrales, indica una mayor asimilación de los nutrientes por parte de las algas, tal vez debida al efecto pared. Sin embargo, la falta de diferencias significativas entre los sitios así como el no haberse constatado en el lugar un desarrollo importante del perifiton nos llevan a concluir que si tal efecto tuvo lugar, no fue muy relevante.

Por su parte, la aparente mayor concentración de PO_4 en el fondo de C3, tampoco significativa, no pudo deberse a su liberación del sedimento por anoxia, ya que toda la columna de agua del corral estaba bien oxigenada. Tampoco pareció existir infiltración de agua por el sedimento, ya que la conductividad no aumentó en el fondo. Ambos parámetros se analizaron en el capítulo anterior. De acuerdo con el predominio arriba mencionado de las formas particuladas de N y P, la mayor concentración de PO_4 en el fondo podría tratarse en realidad de una disminución en superficie, por efecto de una asimilación algal no demasiado importante.

La variación temporal del NT, debida al NDT, fue significativa porque a pesar de la alta dinámica de la laguna, con bruscos y profundos cambios en las concentraciones, la evolución de los nutrientes fue idéntica en ambos niveles de la laguna y de C3, el que refleja fielmente los cambios del material disuelto en el ambiente externo. Ravera (1990) también encontró patrones similares, pero de fósforo total y soluble reactivo, en dos corrales abiertos y el lago donde estuvieron varios meses instalados.

Debido a la limitación de los movimientos advectivos, es de esperar mayores diferencias para el material particulado. Según Farke *et al.* (1994), además del desarrollo del perifiton, también es inevitable un aumento en la tasa de sedimentación. Sin embargo, en nuestro caso los sólidos suspendidos no muestran ninguna diferencia apreciable entre los corrales y el ambiente externo, aunque su porcentaje de materia orgánica mostró una interacción sitio - día significativa con el corral C3. Esta variable, casi constante y verticalmente homogénea en C3, casi se duplicó afuera donde era mayor en el fondo. En este caso, el agua aislada en el corral no siguió los cambios ocurridos en la laguna.

La única forma de contrarrestar esta limitación es mediante un sistema de intercambio de agua. Los mesocosmos instalados en tierra suelen equiparse con un sistema de flujo más o menos continuo, los que según Notini *et al.* (1977) evitan los problemas de acumulación de nutrientes nitrogenados y fosfato propios de los sistemas cerrados. En

nuestro caso no se detectó tal acumulación a pesar de que las comparaciones se extendieron a lo largo de dos períodos de 4 y 6 meses respectivamente.

Si bien el análisis de clusters es sólo un método descriptivo, nos muestra que las diferencias temporales del fitoplancton son en general más importantes que las existentes entre muestras de una misma fecha, independientemente de su procedencia. Además las mayores similitudes entre algunos corrales con la laguna que con otros corrales de igual fecha, indican una falta de incidencia de estas estructuras en la composición de la comunidad.

Los estuarios templados suelen estar dominados por diatomeas, y dinoflagelados en la zona oligohalina y en verano (Day et al. 1989). En la laguna de Rocha, las diatomeas, dominadas por *Nitzschia* spp. y en menor proporción por *Navicula* spp., fueron efectivamente las más abundantes, más de la mitad del total, y el único grupo presente en todas las muestras, aunque el 79 % ocurrió en noviembre. Las dinofíceas en cambio fueron muy escasas pero con mayor presencia en noviembre y enero que en setiembre y octubre. Las diatomeas dominan en invierno y primavera gracias a su poder de almacenar energía y requieren de un ambiente mezclado para mantenerse suspendidas. Las criptofíceas, el segundo grupo en abundancia, también fueron mucho más abundantes en las muestras de noviembre que en las otras, en las que sin embargo fueron las dominantes. Según Conde *et al.* (en prensa) las algas dominantes en esta laguna son las diatomeas y criptofíceas, pero añaden las crisofíceas, que en nuestro caso fueron las menos numerosas, diversas y frecuentes.

En los tubos de Lund (1972), tras 11 meses de aislamiento, el fitoplancton era cualitativamente similar al del lago. También Istvánovics *et al.* (1986), encontraron una composición del fitoplancton en sus corrales similar a la del agua abierta, pero con diferentes abundancias por especie.

En cambio, Lacaze (1971) encontró mayor concentración de clorofila *a* y asimilación de carbono en tubos abiertos (60 cm Ø) que en la laguna (2 m), tal vez debido a una floración provocada por el confinamiento del agua. Otros mesocosmos costeros (1 m) experimentaron también un aumento en las floraciones de fitoplancton y dominancia de pocas especies, así como diferencias en la clorofila y la evolución de la comunidad con respecto al medio externo, durante dos meses de experimento (Pitta *et al.* 1995).

En la laguna de Rocha, a pesar de los dos tipos distintos de datos empleados (presencia/ausencia y abundancia), los agrupamientos resultaron iguales, reafirmando las similitudes encontradas entre sitios. La única disimilitud, del corral 2 el 28/9/93 con la laguna y corral 3, se suma a las otras alteraciones ya señaladas en el capítulo anterior por la presencia del agitador.

Entre los géneros exclusivos en dicho corral, *Oscillatoria* y *Lyngbia* son cianofíceas filamentosas bentónicas bien adaptadas al ambiente turbulento, que aparecen frecuentemente en el plancton. La última es capaz de subsistir a bajas intensidades de luz, igual que *Chlorella* en presencia de sustratos orgánicos. *Cyclotella* en cambio, es genuinamente planctónica. Entre las ausentes sólo en ese corral, *Synura*, colonial, es sensible a la turbulencia y poca luz (L. De León, com. pers.) aunque muestra una gran tolerancia ecológica (Bourrelly 1957), pero *Diploneis* y *Biddulphia* son bentónicas (Margalef 1983).

Entre los 11 y los 25 días de instalados los corrales se desarrolla cierta divergencia entre sus comunidades de zooplancton y la comunidad natural de la laguna. Ya el 28/9/93 uno de los tres corrales (C3) y la laguna, dominados por rotíferos pero con representantes de todos los grupos, se diferencian de los otros corrales, también dominados por rotíferos pero con menos grupos. El 12/11/93 es la laguna que se separa de los tres corrales por el dominio de los calanoides. Los otros dos corrales del 28/9 (C1 y C2) se asemejaron a estas muestras, y el conjunto a la laguna del 17/9 por el predominio de formas juveniles que pueden pertenecer a distintos grupos.

La determinación específica, aunque sólo sea con rangos de abundancia, confirma e incluso mejora el agrupamiento anterior. Esto se debe a que todos los rotíferos de la laguna en los dos primeros muestreos y casi todos los de C1 y C2 en el segundo, corresponden a *Notholca acuminata*. Asimismo, los calanoides de L y C5 el 12/11 son todos *Notodiaptomus incompositus*. Sin embargo, las muestras de 1994 y 1995, incorporadas en este análisis ya no se agrupan por fechas, sugiriendo la profundización de las diferencias ya detectadas entre sitios.

Notholca es un braquiónimo planctónico importante en lagos salados (Margalef 1983) y la mayoría toleran altas salinidades (D. Fabián, com. pers.). En enero de 1995 es sustituido por *Lecane lunaris*, mientras *Notodiaptomus incompositus* lo es por *Acartia tonsa*. Estas sustituciones coinciden con un fuerte incremento de la salinidad de ca. 500 a 5000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. *Acartia tonsa* es un calanoide común en las aguas saladas de la costa atlántica, el Río de la Plata y la zona de influencia oceánica de la vecina laguna Castillos (D. Fabián, com. pers.).

El resto de las especies encontradas son típicas de agua dulce, reafirmando el carácter límnic de la zona. Este carácter es interrumpido en forma intermitente por eventos de intrusión de agua salada, cuando tras la apertura de la barra y escurrimiento del agua dulce acumulada en la laguna –requisito indispensable para que se abra la barra–, entra el agua oceánica hasta que su propio aporte de sedimentos arenosos vuelve a cerrarla.

La presencia de varias especies litorales que se alimentan de perifiton (rotíferos, copepoditos, quidóridos) no debe interpretarse como una consecuencia de un posible efecto pared. En primer lugar, porque las mismas especies se encontraron en general tanto dentro como fuera de los corrales. En segundo lugar, porque el emplazamiento de los corrales en la laguna corresponde a una zona litoral, más allá de que toda la laguna puede considerarse como tal, por lo que no nos debe extrañar que los organismos allí encontrados sean propios de esta zona.

En conclusión, estos limnocorrales no presentarían diferencias de importancia en la columna de agua con el ambiente externo, por lo que pueden ser utilizados como unidades experimentales. Sin embargo, tal similitud parece ser mayor en los compuestos químicos disueltos que en los particulados, en éstos que en el fitoplancton y menor en el zooplancton. En otras palabras, cuanto más complejo es el sistema, más sensible resulta al confinamiento, respondiendo incluso de manera diversa en los distintos corrales.

BIBLIOGRAFIA

- APHA. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA - AWWA - WPCF. Washington: 1268 p.
- Bourrelly P. 1957. Recherches sur les Chrysophycées. Morphologie, Phylogénie, Systématique. Revue Algologique, Mémoire Hors-Série 1.
- Conde D, S Bonilla, L Aubriot, R de León & W. Pintos (en prensa) Relative contribution of planktonic and attached microalgae biomass in a eutrophic coastal lagoon of Southamerica. Hydrobiologia.
- Dodds W.K. 1995. Availability, uptake and regeneration of phosphate in mesocosms with varied levels of P deficiency. HYDROBIOLOGIA 297, no. 1, pp. 1-9
- Fong et al. 1993, Nitrogen versus phosphorus limitation of algal biomass of shallow coastal lagoons. Limnol. Oceanogr. 38: 906-923
- Gross H.P, Wurtsbaugh W.A, Luecke C & Budy P. 1997. Fertilization of an oligotrophic lake with a deep chlorophyll maximum: Predicting the effect on primary productivity. CAN.-J.-FISH.-AQUAT.-SCI.-J.-CAN.-SCI.-HALIEUT.-AQUAT. 54 (5): 1177-1189
- Hecky & Kilham 1988 Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. LIMN & Oceanogr. 33: 796-822
- Heip C. 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. OPHELIA 41, pp. 113-136
- Jacobsen A, Egge J.K, Heimdal B.R. 1995. Effects of increased concentration of nitrate and phosphate during a springbloom experiment in mesocosm. J.-EXP.-MAR.-BIOL.-ECOL. 187, no. 2, pp. 239-251
- Kaushik, N.K., G.L. Stephenson, K.R. Solomon & K.E. Day. 1985. Impact of Permethrin on Zooplankton communities in Limnocorals. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 77-85.
- Koroleff F (1970) *Revised version of direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue*. Int. Con. Explor. Sea C.M. 1969/C9. ICES, Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlab. Rep. 3: 19-22
- Lacaze (1971)
- Lund (1972)
- Müller R & O Widemann (1955) *Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser*. Von Wasser 22: 247 p.

- Murphy J & JP Riley. 1962. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyt. Chim. Acta* 27: 31-36.
- Notini *et al.* (1977)
- Nowicki B.L & Oviatt C.A. 1990. Are estuaries traps for anthropogenic nutrients? Evidence from estuarine mesocosms. *MAR.-ECOL.-PROG.-SER.* 66 (1-2): 131-146
- Pitta P, P Divanach, M Kentouri. 1995. Nano- and microplankton in Iraklion Bay, Crete: Comparison of coastal waters and mesocosm enclosures assemblages. In Eleftheriou A, AD Ansell & CJ Smith (eds.) *Biology and ecology of shallow coastal waters*. Fredensborg-Denmark. Olsen and Olsen: 79-86
- Ravera O. 1990. The effects of hypolimnetic oxygenation in the shallow and eutrophic Lake Comabbio (Northern Italy) studied by "enclosure". *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 188-194
- Rybczyk J.M, Garson G & Day J.W., Jr. 1996. Nutrient enrichment and decomposition in wetland ecosystems: Models, analyses and effects. *CURR.-TOPICS-WETLAND-BIOGEOCHEM.* 2, pp. 52-72
- Short F.T, Burdick D.M & Kaldy J.E., III 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *LIMNOL.-OCEANOGR.* 40, no. 4, pp. 740-749
- Stephenson & Kane (1984)
- Strickland JDH y TR Parsons. 1972. *A practical Handbook of Seawater Analysis*. Fish. Res. Board Canada. 310 p.
- Suzuki K, Handa N, Nishida T & Wong Chi-Shing 1997. Estimation of phytoplankton succession in a fertilized mesocosm during summer using high-performance liquid chromatographic analysis of pigments. *J.-EXP.-MAR.-BIOL.-ECOL.* 214, no. 1-2, pp. 1-17
- Uehlinger U, P Bossard, J Bloesch, HR Burgi & H Buhrer. 1984. Ecological experiments in limnocorrals: Methodological problems and quantification of the epilimnetic phosphorus and carbon cycles. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 163-171
- Valderrama JC. 1981. The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122.
- Widbom B & Frithsen JB. 1995. Structuring factors in a marine soft bottom community during eutrophication - an experiment with radio-labelled phytodetritus. *OECOLOGIA* 101, no. 2, pp. 156-168

RESPUESTA DEL SEDIMENTO Y DEL ZOOBENTOS EN LOS LIMNOCORRALES

INTRODUCCION

Desde la década de los setenta, se han desarrollado diversos mesocosmos abiertos al sedimento (Lacaze 1971, Lund 1972, Bodungen *et al.* 1976, Smetacek *et al.* 1976, Stephenson & Kane 1984, Schiewer 1997). Estos sistemas permiten investigar las relaciones entre la columna de agua y el sedimento, de particular interés en el estudio de la contaminación en áreas costeras, donde la materia particulada llega rápidamente a los sedimentos (Davies & Gamble 1979, Ravera 1992).

En los experimentos realizados hasta el presente, el zoobentos no parece sufrir cambios significativos al ser incluido por los mesocosmos, al menos durante el tiempo limitado en que se desarrollan los estudios. Stephenson & Kane (1984) encontraron que su composición, riqueza y diversidad específicas no diferían significativamente entre los limnocorales y el pequeño estanque donde se instalaron a pesar de las diferencias importantes de oxígeno, pH y alcalinidad. Tampoco Farke *et al.* (1984) encontraron diferencias en la composición y abundancia de la macrofauna dentro y fuera de un mesocosmos intermareal 10 y 24 días después de su instalación.

Por otra parte, Weber *et al.* (1992) en un detallado análisis de los macroinvertebrados presentes en cámaras de acrílico instaladas en un área estuarina, encontraron valores estadísticamente similares de diversidad, uniformidad, abundancia total, y abundancia y número de taxa de anélidos, artrópodos y moluscos, entre ambos ambientes a las 6 y 12 semanas, concluyendo que la estructura de la comunidad no era afectada por las cámaras.

La profundidad media de la laguna de Rocha es de sólo 0.55 m (Pintos *et al.* 1991). En su zona norte el sedimento, generalmente a menos de 0.6 m de profundidad, está constituido por arena fina y limo grueso (Ayup 1983) con 2 a 5% de materia orgánica (Sommaruga & Conde 1990). Su macrozoobentos se caracteriza por sus baja diversidad de especies, su composición espacial y temporalmente uniforme, y una abundancia que varía estacionalmente (Cardezo 1989). Dominan los poliquetos, principalmente *Nephtys fluviatilis*, detritívoro de amplia distribución gracias a sus larvas planctónicas, asociado a las mayores concentraciones de materia orgánica. Entre los moluscos destaca el bivalvo *Erodona mactroides*, abundante en sedimentos finos, y que adquiere mayor tamaño donde hay más cantidad de materia orgánica (Pintos *et al.* 1991).

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que puedan tener la instalación y permanencia de limnocorales abiertos, en el sedimento y en la comunidad bentónica. Asimismo, se quiere conocer la variabilidad espacial natural de ambos en la laguna a efectos de poder realizar experimentos con mesocosmos, que permitan predecir los efectos de un posible ingreso de contaminantes y nutrientes.

MATERIAL Y METODOS

Para el análisis granulométrico se tomaron muestras de sedimento el 11/1/94 con un sacatestigos (*corer*) tipo Kajak de 6 cm de diámetro en los limnocorales N1, N2, N3, N5 y N6. Las características y los cambios sufridos por estos corrales fueron descritas en el capítulo correspondiente. Cada muestra

se pasó por un primer tamiz de 4 mm de malla, seguido por una batería de tamices (USA Standard Sieve Series) de 2000, 1000, 500, 250, 125 y 63 μm , pesándose cada fracción con una resolución de 0.1 g.

Las características químicas del sedimento fueron determinadas en 3 réplicas de cada uno de los corrales N1, N2, N3 y N5, tomadas en la misma fecha. Las muestras se pesaron primero húmedas y luego tras secarlas en estufa a 80 °C para determinar el contenido de agua. El contenido de materia orgánica fue determinado en submuestras homogeneizadas, mediante su calcinamiento a 450 °C durante 2 horas. El contenido de N y P en sedimentos fue determinado según Valderrama (1981). Los parámetros granulométricos se calcularon según Folk y Ward (1957). Los contenidos de agua, materia orgánica, N y P de los sedimentos fueron comparados mediante ANOVA/MANOVA.

El 17/9/93 se hizo un muestreo piloto, tomando 9 réplicas del bentos junto a los limnocorrales. Con estos resultados se determinó el tipo de distribución de los organismos (Elliott 1977) y el número de muestras necesario para estimar su densidad admitiendo un error estándar del 20% de la media (Prepas 1984). Estas mismas determinaciones también se hicieron con los datos obtenidos por Cardezo en 1987-88 (com. pers).

El 12/11/93 la estructura del macrozoobentos fue comparada entre los 6 corrales para determinar si la localización e historia de los mismos podía influenciar significativamente los resultados (Uehlinger *et al.* 1984). En esa fecha, N1 y N2 tenían menos de 15 días abiertos a la laguna, N3 menos de dos meses de aislamiento con nylon y N4, N5 y N6, poco más de un mes.

Dos meses después (11/1/94), ya entrado el verano y con 4 meses de operaciones de instalación, reparación y reinstalación de corrales, se compararon los corrales N5 al mes de reinstalado, N1 tras dos meses y medio de estar abierto, y N3 tras mes y medio abierto después de dos y medio de aislamiento.

Por último, se compararon las comunidades bentónicas en invierno (11/8/94), dentro del corral de chapa (C3) al mes de su instalación, y fuera del mismo (1).

En los últimos tres muestreos se tomaron 10 réplicas en cada corral con el mismo corer de 6 cm de diámetro. La localización exacta de cada réplica se determinó *a priori* de manera aleatoria, empleando retículas circulares divididas en 344 cuadrículas de 10 x 10 cm. Como precaución adicional para disminuir el efecto de la contaminación con hierro por parte de la chapa del limnocorral, aunque estaba galvanizada y recubierta con el nylon, se excluyó de los muestreos de sedimento, un anillo de 15 cm de ancho contiguo a las paredes del corral.

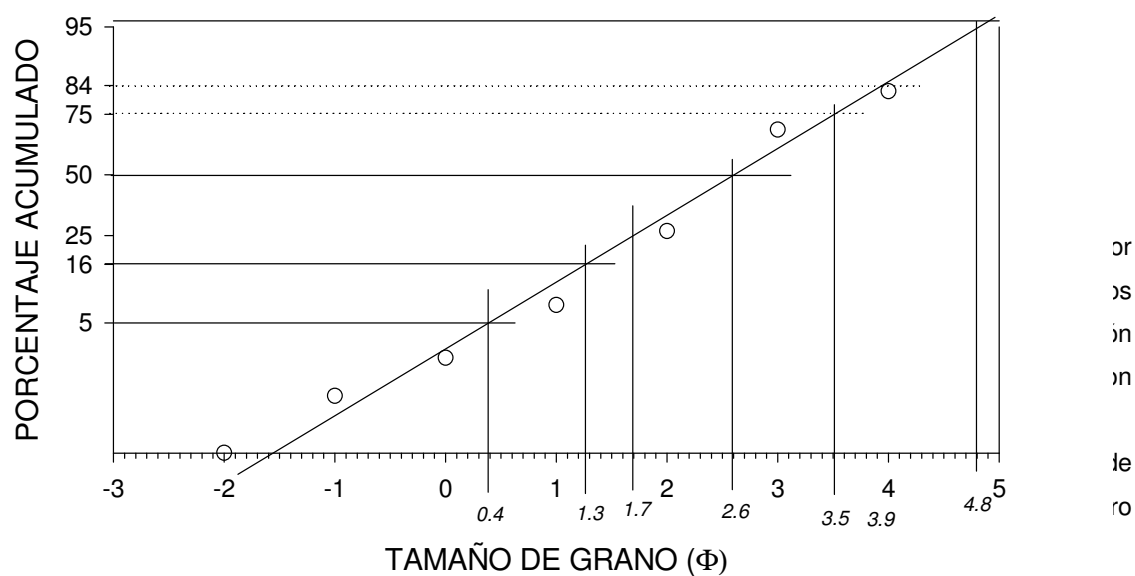
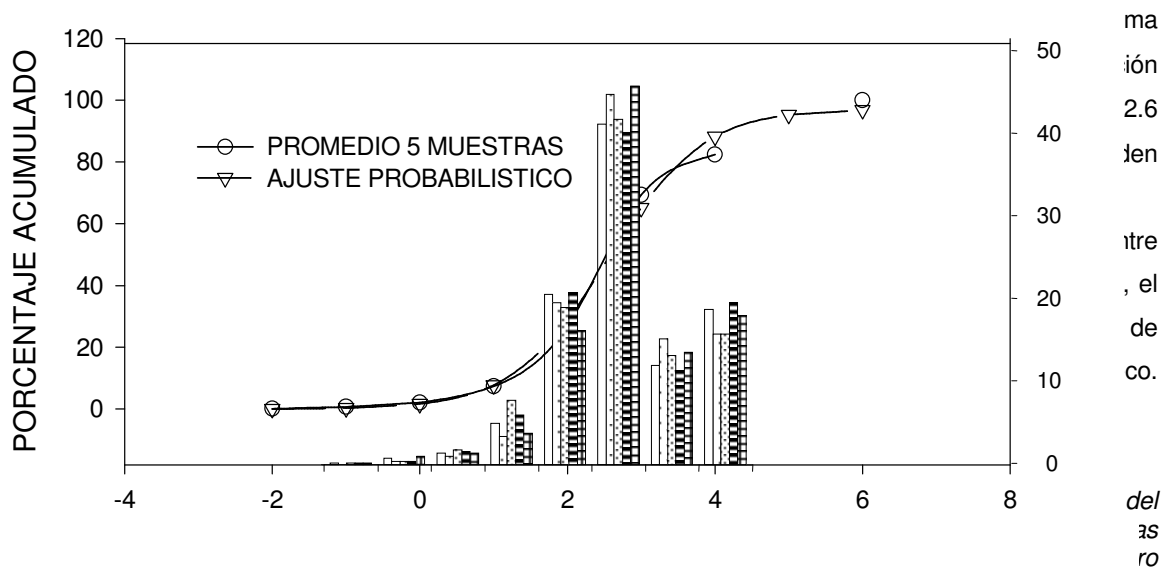
Las muestras de bentos se lavaron sobre tamices de 500 μm de tamaño de malla, y se fijaron con formol 10%. Tras su separación manual del sedimento, los especímenes se conservaron en alcohol 70% hasta su determinación taxonómica bajo microscopio.

Las comparaciones se realizaron mediante ANOVA/MANOVA simple con repeticiones. También se realizó un análisis de agrupamiento de los 6 corrales con los datos de presencia/ausencia del 12/11/93, empleando la distancia porcentual como medida de disimilitud y UPGMA como método de aglomeración.

En cada muestra se determinó la abundancia, la riqueza taxonómica y el índice de diversidad de Shannon según:

$$H' = -\sum (n_i/N) \log_2 (n_i/N)$$

donde n_i es el número de individuos de cada especie y N el número total de individuos colectados



australis y el total en primavera, para los que resultó contagiosa (tabla 3). El número de muestras necesario varió entre 3 y 125 según la especie y la estación del año que se considere. Para el total de especies, serían suficientes entre 4 y seis muestras para obtener una estimación de abundancia media con un 20% de error.

Figura 1. Arriba: Histograma de las fracciones de peso (%) de tamaño de grano (eje derecho) del sedimento de los cinco corrales muestreados el 11/1/94, curva acumulativa promedio y su ajuste probabilístico (eje izquierdo). Abajo: Curva acumulativa promedio en escala probabilística y ajuste gráfico para la estimación de los cuartiles: $\Phi(5, 16, 25, 50, 75, 84 \text{ y } 95 \%)$.

Tabla 2. Promedio y varianza de individuos en 9 réplicas del 17/9/93, tipo de distribución según la prueba de χ^2 , y estimación del número de muestras necesario según la distribución sea contagiosa ($n=(1/x+1/k)/D^2$) o aleatoria ($n=1/(D^2 \times)$). $\chi^2_{.025} = 17.53$, $\chi^2_{0.975} = 2.18$. Error tolerable $D = 0.2$

	Media	Varianza	χ^2	Distribución	n
Poliquetos	1.00	2.44	19.56	Contagiosa	75
<i>Erodona mactroides</i>	0.56	0.25	3.56	Aleatoria	45
Anfípodos	0.11	0.10	7.11	Aleatoria	225
Decápodos	0.22	0.17	6.22	Aleatoria	113

La especie más abundante y frecuente del zoobentos en los limnocorales fue *Nephtys fluviatilis*, seguida de otro poliqueto, *Heteromastus similis* en noviembre y agosto, o *Erodona mactroides* en enero (tabla 4). Nunca se encontraron diferencias significativas entre corrales para el conjunto de organismos ni para cada uno de los mismos, excepto *Heleobia* sp. en las dos ocasiones en que fue colectada. La distribución espacial de todos los organismos dentro de cada corral fue de tipo aleatoria, excepto *Heleobia* sp. en enero y *Heteromastus similis* en el corral 1 en agosto, que tuvieron una distribución contagiosa.

La abundancia total varió entre 377 y 1238 ind. m^{-2} en enero y agosto respectivamente. *N. fluviatilis* lo hizo entre 130 y 867 ind. m^{-2} y *H. Similis* entre 12 y 318 ind. m^{-2} en los mismos meses. En cambio, *E. mactroides*, *H. Australis* y los Chironomidae fueron más abundantes en enero, con 106, 83 y 47 ind. m^{-2} respectivamente.

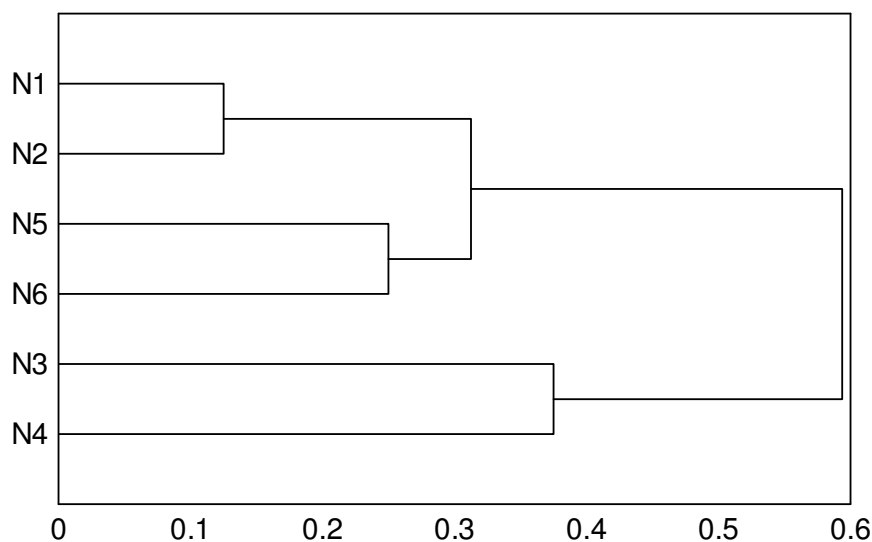


Figura 2. Agrupación de los limnocorales (N1 a N6) según datos de presencia/ausencia de los organismos bentónicos el 12/11/93 y empleando como medida de disimilitud la discordancia porcentual

Tabla 3. Media y varianza del número de individuos colectados en 5 réplicas de bentos en el norte de la laguna de Rocha (Cardezo com. pers.). Tipo de distribución según la prueba de χ^2 y estimación del número de muestras (n) para una distribución aleatoria (AL) o contagiosa (CN), y un error D = 0.2. $\chi^2_{0.025} = 11.10$, $\chi^2_{0.975} = 0.48$.

	PRIMAVERA					VERANO					OTOÑO				
	med	var	χ^2	Dist.	n	med	var	χ^2	Dist.	n	med	var	χ^2	Dist.	n
<i>Nephtys fluviatilis</i>	11.00	18.40	6.69	AL	2.3	6.80	5.36	3.15	AL	3.7	3.40	1.84	2.16	AL	7.4
<i>Heteromastus similis</i>	0.20	0.16	3.20	AL	125.0	0.20	0.16	3.20	AL	125.0	1.80	4.96	11.02	AL	13.9
TOTAL POLIQUETOS	11.20	16.56	5.91	AL	2.2	7.00	5.20	2.97	AL	3.6	5.20	10.56	8.12	AL	4.8
<i>Heleobia australis</i>	19.80	134.56	27.18	CN	9.1						1.00	0.80	3.20	AL	25.0
Amphipoda	0.60	0.64	4.27	AL	41.7										
<i>Dies fluminensis</i>											0.20	0.16	3.20	AL	125.0
<i>Tanais stanfordi</i>						0.20	0.16	3.20	AL	125.0					
<i>Erodona mactroides</i>	1.00	1.20	4.80	AL	25.0	0.20	0.16	3.20	AL	125.0	1.00	0.40	1.60	AL	25.0
TOTAL	32.60	227.44	27.91	CN	5.6	7.40	9.04	4.89	AL	3.4	7.40	8.24	4.45	AL	3.4

Tabla 4. Número de individuos colectados sumando las 10 réplicas en cada uno de los 6 corrales de nylon el 12/11/93, en 3 de ellos el 11/1/94 y dentro (C3) y fuera (L) del corral de chapa el 11/8/94. Nivel de probabilidad (p) de no diferencias entre los corrales (ANOVA) para cada especie. Abajo: Total de individuos colectados, riqueza y diversidad taxonómicas en cada muestra. Diferencias para toda la comunidad (MANOVA). *p<0.05

	12/11/93								11/1/94					11/8/94			
	N1	N2	N3	N4	N5	N6	TOT.	p=	N1	N3	N5	TOT.	p=	L	C3	TOT.	p=
<i>Nephtys fluviatilis</i>	8	1	6	4	4	5	28	0.312	3	6	2	11	0.210	25	24	49	0.884
<i>Heteromastus similis</i>			1	22			23	0.259		1		1	0.362	10	8	18	0.772
<i>Erodona mactroides</i>	1	2			1	1	5	0.847	4	3	2	9	0.782	1		1	0.331
<i>Heleobia</i> sp.			1			4	5	0.012*	7			7	0.072				
Amphipoda	1		1				2	0.555									
Chironomidae			2	3	1		6	0.274		4		4	0.183				
<i>Caenis</i> sp.				1			1	0.427									
<i>Tanais stanfordii</i>					1	1	2	0.555							2	2	0.331
TOTAL N	10	3	11	30	7	11	72	0.175	14	14	4	32	0.085	36	34	70	0.777
RIQUEZA S	3	2	5	4	4	4	8		3	4	2	5		3	3	4	
DIVERSIDAD H'	0.92	0.92	1.87	1.21	1.66	1.68	2.26		1.49	1.79	1.00	2.06		1.02	1.09		1.10

La comparación del bentos de los seis corrales el 12/11/93 (fig. 2) mediante el análisis de agrupamiento resultó en la formación de tres pares, cada uno integrado por corrales contiguos. Sin embargo, al reunir estos pares, resultaron más similares los físicamente más alejados (N1-N2 con N5-N6).

Los tres especímenes de Chironomidae encontrados en N4 en noviembre pertenecen al género *Polypedilum*. Los restantes no pudieron ser identificados. Según Cardezo (1989), los anfípodos presentes en la laguna corresponden a las especies *Melita mangrovi* y *Amphitoe ramondi*.

La diversidad fue mayor en primavera (2.26) y verano (2.06) que en invierno (1.10), al igual que la riqueza taxonómica. La abundancia, en cambio, fue menor en el verano.

DISCUSION

El tamaño de grano medio del sedimento en los limnocorrales (165 μm) resultó algo mayor al determinado por Ayup (1983) para la zona norte de la laguna, próxima al sitio de emplazamiento de los corrales (61 μm). Debido a que cuanto mayor es el tamaño de grano, menor su contenido de materia orgánica (Håkanson y Jansson 1983), éste resultó cercano al límite inferior del rango (2 – 5 %) encontrado tanto por Sommaruga & Conde (1991) como por Jorcín (0.9 – 5.8 %). Estas diferencias pueden explicarse por el emplazamiento más litoral de los corrales en comparación con las estaciones de muestreo empleadas por los autores citados.

Tanto la granulometría como el contenido de agua, materia orgánica, N y P de los sedimentos, así como el zoobentos –excepto *Heleobia*– evaluado en tres oportunidades, no presentaron diferencias entre los sistemas comparados. Estos resultados coinciden con los experimentos realizados en otros limnocorrales como los de Stephenson & Kane (1984), Farke et al (1984) y Weber *et al.* (1992), entre otros.

La baja variabilidad de los parámetros físico-químicos del sedimento entre el total de 15 réplicas, es un índice de la homogeneidad del medio, una ventaja adicional para la realización de experimentos en este lugar.

El zoobentos presenta menos diferencias que el zooplankton, tal vez debido a su mayor tiempo de vida y menor movilidad. El agrupamiento de los corrales según su discordancia porcentual coincide con su disposición física, descrita en el capítulo 3. Los corrales estaban dispuestos en dos grupos de tres: N1, N2 y N3 unidos entre sí y a escasos metros los otros tres dispuestos de igual modo. Los dos primeros se hallaban a la misma distancia de los juncos, y resultaron los más similares, seguidos de N5 y N6 con el primero más cerca de los juncos, y por último N3 y N4, pertenecientes a grupos distintos y por lo tanto más alejados entre sí, pero también los más alejados de los juncos. Estos resultaron tener la fauna más disímil y ser además un par más disímil que los otros dos pares.

Los juncos crean un ambiente físico muy diferente a la del agua abierta, con menor movimiento de agua, menor resuspensión de sedimento, más oxígeno durante el día y menos en la noche, cambios de pH por los procesos de producción y descomposición, todo lo cual puede condicionar el establecimiento de una fauna diferente. El límite entre ambos ambientes, además de muy cambiante suele ser vago,

pues los juncos no se interrumpen bruscamente sino que se van haciendo más raleados hasta desaparecer. Aunque esto ocurre en un espacio relativamente reducido, es posible que la proximidad de algunos corrales con los juncos lo incluyera, seguramente de manera parcial. Tal vez más importante sea la alta movilidad de esta frontera, que cambia mucho más rápidamente de lo que puede hacerlo el bentos. En consecuencia, un ambiente que al momento de instalarse los corrales era de aguas abiertas, pudo haber estado poco tiempo atrás afectada por la presencia de las macrófitas, y conservar la comunidad propia de tal condición, aunque las diferencias no son muy grandes.

El agrupamiento de los corrales también coincide con la historia de los mismos, ya que al momento del muestreo, N1 y N2 llevan unos 15 días de estar abiertos a la laguna, N5 y N6 estaban cerrados desde hacía un mes, mientras N3 y N4 llevaban 2 y 1 mes respectivamente de estar cerrados.

La uniformidad física del medio lagunar en la pequeña parcela estudiada permite esta distribución homogénea de los individuos, que resultó aleatoria para la mayoría de los casos. La baja densidad de organismos por taxon resulta en la necesidad de un alto número de réplicas, las que de todos modos debieron limitarse a diez por los problemas logísticos asociados al estudio de tan elevado número de muestras. Si en cambio se considera el total de individuos de todas las especies, el número de réplicas varía entre las 4 estimadas con los datos de Cardezo (com. pers.) y las 13 estimadas con el muestreo piloto. Este último número puede considerarse como muy próximo a las 10 que finalmente se tomaron, y por ello la estima de la densidad puede considerarse correcta.

En los tres muestreos realizados para comparar los corrales, el zoobentos estuvo dominado por el poliqueto *Nephtys fluviatilis*, como ya lo había señalado Cardezo (1989). Sin embargo, su muestra de primavera tenía una mayor cantidad de *Heleobia australis*, en general poco abundante en nuestras muestras. Esto pudo deberse a que en el primer caso se encontró un agrupamiento del gasterópodo, que suele tener una distribución contagiosa. Este género fue el único que presentó diferencias significativas entre corrales, ya que 4 de los 5 individuos colectados el 12/11/93 lo fueron en el mismo corral, confirmando su distribución contagiosa.

La composición del zoobentos resultó muy similar a la reportada por Cardezo (1989), con 6 especies en común, sólo *Dies fluminensis* (Isopoda) ausente en nuestras muestras, los Chironomidae y *Caenis* sp. ausentes en las suyas. *D. fluminensis* fue de los organismos más escasos y sólo lo encontró en otoño, la única estación del año en que nosotros no tenemos muestras. Del mismo modo, sólo un ejemplar de *Caenis* sp. fue encontrado en noviembre de 1993. La única diferencia importante es entonces la presencia de los Chironomidae, hallados tanto en esa fecha como en enero.

La mayor diversidad encontrada en los períodos más cálidos coincide con los resultados obtenidos en otros sistemas cercanos (Arocena 1996) aunque, como lo señalara Cardezo (1989), la diversidad del bentos es baja, al igual que la riqueza específica –reflejo de la homogeneidad física del ambiente.

Estos resultados avalan el uso de los limnocorrales instalados en la laguna de Rocha para la realización de experimentos en los sedimentos y su comunidad, al destacar la similitud que mantienen tanto con el medio externo como entre ellos.

BIBLIOGRAFIA

- Ayup R. 1983. *Aspectos deposicionales y sedimentación de la Laguna de Rocha*. Res. Com. Jorn. C. Nat. Montevideo 3:16
- Bodungen von B. K von Brockel. V Smetacek & B Zeitzschel. 1976. *The Plankton Tower. I. A Structure to study water/sediment interaction in enclosed water columns*. Marine Biology 34: 369-372.
- Davies JM & JC Gamble. 1979. *Experiments with large enclosed ecosystems*. Phil.. Trans. R. Soc. Lond. B. 286: 523-544
- Elliott JM. 1977. *Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates*. FBA Scientific Publication 25: 159 p.
- Farke H. M Schulz Baldes. K Ohm & A Gerlach. 1984. *Bremerhaven Caisson for intertidal field studies*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 16: 193-197.
- Folk R & W Ward. 1957. *Brazos River Bar: A study in the significance of grain size parameters*. J. Sediment. Petrol. 27 (1): 3 - 26
- Pintos W. D Conde. R de León. MJ Cardezo. A Jorcín & R Sommaruga. 1991. *Some limnological characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay)*. Rev. Brasil. Biol. 51 (1): 79-84.
- Prepas EE. 1984. *Some Statistical Methods for the Design of Experiments and Analysis of Samples*. En Downing. J & FH Rigler (eds.) A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters. IBP 17. Blackwell Sci. Publ. Oxford: 501 p.
- Ravera O. 1992. *Italian experience in microcosm technique*. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 50: 383-396
- Sommaruga. R. & D. Conde. 1990. *Distribución de materia orgánica en los sedimentos recientes de la Laguna de Rocha (Rocha. Uruguay)*. Atlántica 12 (1): 35 - 44.
- Stephenson RR & DF Kane. 1984. *Persistence and Effects of Chemicals in Small Enclosures in Ponds*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 313-326
- Uehlinger V. P Bossard. J Bloesch. HR Burgi & H Bührer. 1984. *Ecological experiments in limnocorrals: Methodological problems and quantification of the epilimnetic phosphorus and carbon cycles*. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 163-171
- Valderrama JC. 1981. *The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters*. Mar. Chem. 10: 109-122.
- Weber DE. DA Flemer & CM Bundrick. 1992. *Comparison of the effects of drilling fluid on Macrobenthic Invertebrates associated with the seagrass Thalassia testudinum in the laboratory and field*. Estuarine. Coastal & Shelf Science 35 (3): 315-330

EFFECTOS DE LA ADICION DE NITROGENO Y FOSFORO EN LIMNOCORRALES BENTICOS INSTALADOS EN UNA LAGUNA COSTERA

INTRODUCCION

La eutrofización es considerada mundialmente una amenaza para los sistemas acuáticos, incluidos los costeros en general, y las lagunas en particular. Éstas, al igual que estuarios y bahías, están sujetas a aportes crecientes de nutrientes (Taylor *et al.* 1995), ya que por su localización, interceptan los materiales transportados por los ríos desde los continentes hacia el mar. Los sistemas estuarinos bien mezclados pueden exportar al océano la mayor parte del nitrógeno y fósforo que reciben, pero también el océano puede aportar materiales a las lagunas (Nowicki & Oviatt 1990, Abreu *et al.* 1995).

La mayor parte de la investigación sobre eutrofización en sistemas costeros ha sido realizada en grandes estuarios y bahías, y mucho menos se conoce de los impactos en las lagunas. Éstas, usualmente someras y bien mezcladas, donde la comunidad bentónica compite exitosamente con la pelágica, parecen ser más sensibles a la fertilización que los estuarios y bahías normalmente más profundos y estratificados, donde sucede lo inverso (Oviatt 1993, Taylor *et al.* 1995). Sin embargo, se desconoce cómo estas diferencias afectan el procesamiento de los nutrientes (Taylor *et al.* 1995c).

Por otra parte y debido a limitaciones logísticas, los distintos componentes de los sistemas estuarinos suelen considerarse en forma aislada. Sólo el enriquecimiento experimental de mesocosmos incorpora a la mayoría de sus componentes e interacciones complejas como competencia y reciclaje (Hecky & Kilham 1988, Oviatt 1993).

Desde las pioneras fertilizaciones de Schindler (1975) muchos otros experimentos fueron realizados en lagos y algunos en bahías marinas (Oviatt *et al.* 1995). Si bien los mesocosmos de Taylor *et al.* (1995a) reproducían las condiciones naturales de las lagunas costeras templadas, lo hacían sólo parcialmente pues no estaban ubicados *in situ*, sino en tierra (*land-based mesocosms*). En cambio, mesocosmos abiertos al sedimento (FLAK), fueron instalados en una laguna costera del mar Báltico para ver el efecto de los nutrientes y el clima en las comunidades (Schiewer 1997).

El uso de mesocosmos permite cuantificar las entradas, salidas y compartimentos internos de los nutrientes (Oviatt *et al.* 1995), efectuar balances o identificar el nutriente limitante de la producción (Taylor *et al.* 1995a, Istvánovics *et al.* 1986). En los experimentos de Carrick & Lowe (1988) y Flothmann & Werner (1992), los nutrientes fueron aplicados en el sedimento y no en el agua, porque para el microfitobentos el sedimento es la principal fuente de nutrientes. En este último caso, las parcelas experimentales se ubican sin ninguna delimitación del ambiente natural.

La gran mayoría de los experimentos de fertilización realizados hasta la fecha se han centrado en los efectos de la eutrofización en la propia dinámica de los nutrientes y en las comunidades de productores primarios, principalmente el fitoplancton. Sin embargo, es de esperarse que tales efectos sean transmitidos a niveles superiores de la red trófica. Taylor *et al.* (1995a) demostraron que la adición de nutrientes aumentaba la población de anfípodos filtradores, mientras Riemann *et al.* (1988) encontraron un aumento en las tasas de crecimiento de *Mytilus edulis*.

El objetivo del presente trabajo es conocer el efecto de la fertilización en la composición y abundancia de la comunidad zoobentónica de la laguna de Rocha. Para ello, se añade nitrógeno y

fósforo en las formas y concentraciones en que se las encuentra en las aguas residuales, al agua contenida en un limnocorral abierto al sedimento. Se trata de un aumento simulado de la remineralización de la materia orgánica, como en los experimentos de Flothmann & Werner (1992), pero que como sucede en la realidad, llega primero a la columna de agua y no al sedimento.

MATERIAL Y METODOS

El área de estudio, así como la estructura de los mesocosmos utilizados fueron descritos en capítulos anteriores. La cantidad de nutrientes a aplicar se calculó en base a la composición media del agua de saneamiento, que en una ciudad de 10,000 habitantes es aproximadamente de 55 mg L⁻¹ de nitrógeno total (NT), con un volumen diario por habitante de 200 L (Rivière 1976), lo que resulta en 11 g NT hab⁻¹ d⁻¹. Este valor se asemeja a los 13 g NT hab⁻¹ d⁻¹ para vertidos sin tratar (Ryding & Rast 1992). Se trabajó sobre la hipótesis de un crecimiento de la ciudad de Rocha de sus actuales 10,000 a 100,000 habitantes, con lo que se verterían 1100 kg NT d⁻¹.

El tramo del arroyo Rocha que va desde el vertido del saneamiento urbano hasta los limnocorrales, mide ca. 10 km. Estimando un ancho y una profundidad medios de 20 y 2 m respectivamente, se obtiene un volumen cercano a 400,000 m³ de agua. La dilución teórica de la carga, sin considerar el caudal del arroyo ni las entradas y salidas de N en el mismo, resulta en 2.75 g NT m⁻³ d⁻¹. Para un nivel de agua de 55 cm, frecuente en la zona norte de la laguna, el volumen contenido en un limnocorral es de 2.2 m³, debiendo por lo tanto recibir 6 g NT d⁻¹.

Las distintas formas de N inorgánico disuelto (NIT) se estimaron a partir de esta carga y de la composición del agua residual según Rivière (1976). La diferencia entre el NT y el NIT se aplicó como N orgánico disuelto (NOD) en forma de urea. El fósforo total (PT) por su parte, se determinó a partir de una relación para aguas residuales N:P = 6.5:1 (Ryding & Rast 1992), lo que resultó en 0.4 g PT m⁻³ d⁻¹. La mayor parte del fósforo en las aguas residuales está en forma de fosfato (Moss 1980), el que puede constituir el 75% del PT (Ryding & Rast 1992), resultando 0.3 g P-PO₄ m⁻³ d⁻¹. El restante 0.1 g de PT se aplicó como P inorgánico no reactivo (PNR), en forma de Na₄P₂O₇ (tabla 1).

Tabla 1. Cantidades diarias de compuestos de N y P aplicados en el corral 2, según la composición del agua residual (Rivière 1976, Ryding & Rast 1992). Para el NH₄ se contempló las cantidades ya incluidas (g NH₄ entre paréntesis) en los otros compuestos.

	NT	NH ₄	NO ₃	NO ₂	NOD	PT	P-PO ₄	P-PNR
Aguas residuales (mg L ⁻¹)	55.00	29.00	0.05	0.88		8.46	6.35	
Aplicación g N, P m ⁻³ d ⁻¹	2.750	1.128	0.001	0.013	1.608	0.423	0.317	0.106
" g N, P d ⁻¹ (corral 2.2 m ³) ⁻¹	6.071	2.490	0.001	0.030	3.551	0.934	0.701	0.234
PNR: Na ₄ P ₂ O ₇								1.004
Aplicación de Compuestos (g)		(0.814)					2.985	
		(0.002)	0.007					
		7.090						
				0.148				
UREA: CH ₄ N ₂ O					7.609			

Estas cantidades, comparadas con las concentraciones medias en la zona norte de la laguna (Pintos *et al.* 1991, Sommaruga & Pintos 1991), representan una adición diaria de 7.6 veces la cantidad de PT ($55,6 \text{ mg m}^{-3}$), 14.6 veces el PO_4 ($21,7 \text{ mg m}^{-3}$) y 42.4 veces el NH_4 ($26,6 \text{ mg m}^{-3}$). En cambio, el NO_3 añadido es insignificante comparado con el contenido normal de la laguna (274 mg m^{-3}).

Los nutrientes, disueltos en 2 L de agua destilada, fueron aplicados en 3 dosis calculadas para 30 días (tabla 2), debido a la imposibilidad logística de concurrir con mayor frecuencia al sitio donde se instalaron los limnocorales. Las aplicaciones se realizaron el 19/1/95, 15/2/95 y 18/3/95 en el corral C2, cuyo contenido era inmediatamente mezclado con un remo, mientras que el corral C1 y la laguna hicieron las veces de controles. Ambos corrales consistían en una sola chapa de hierro galvanizado, recubierta con polietileno térmico de baja densidad ($80 - 120 \mu\text{m}$).

Los muestreos de agua se realizaron antes de cada aplicación y en C2 también inmediatamente después. Otro muestreo se efectuó entre la segunda y tercer aplicación (2/3), y otros tres siguieron a la última aplicación (7/4, 4/5 y 13/6), con el fin de conocer la evolución de los sistemas una vez detenida la fertilización.

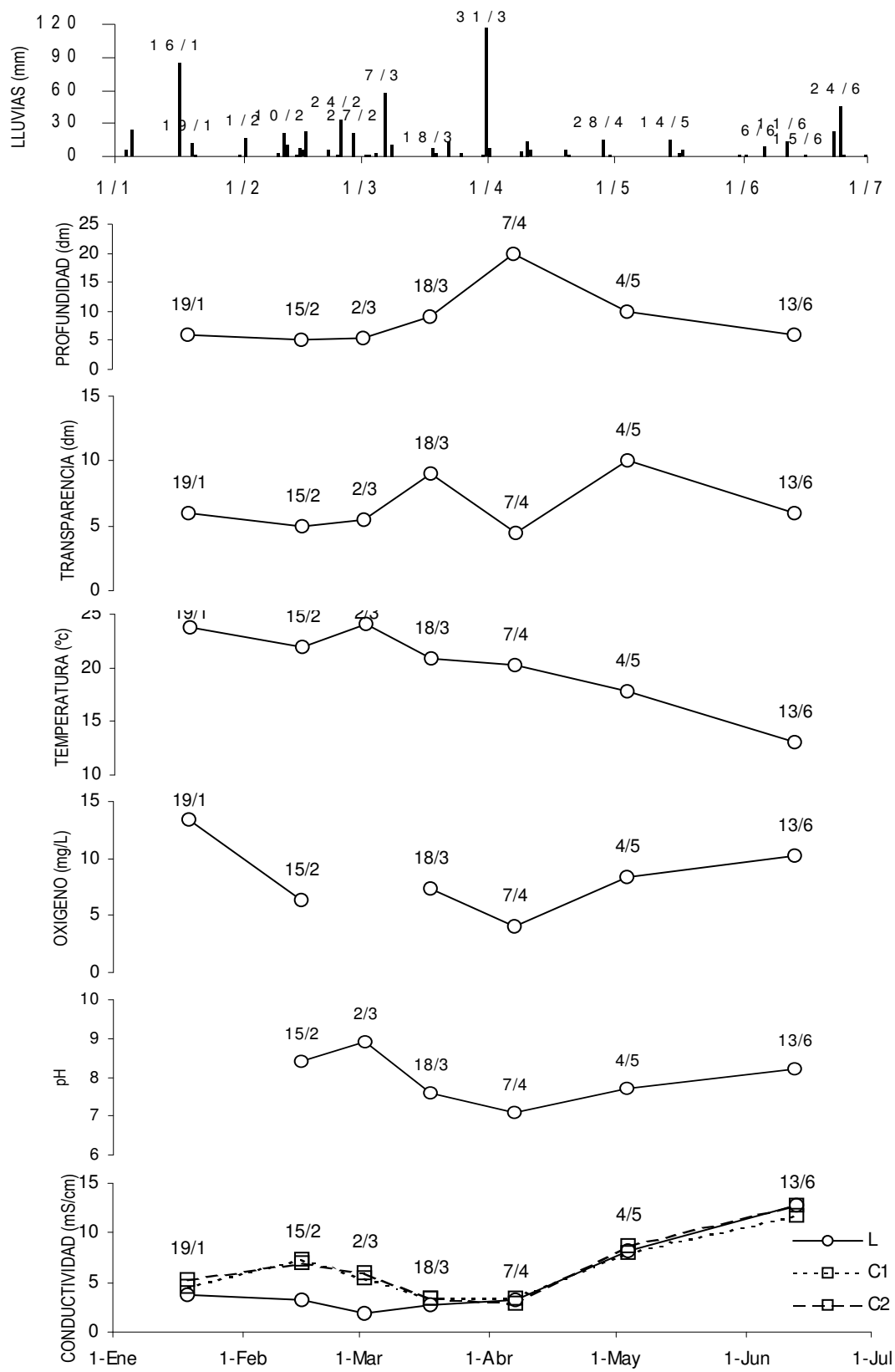
Como algunos de los compuestos utilizados contienen Na y Cl, se estimó la introducción teórica máxima de éstos (para 90 dosis diarias) a efectos de conocer su posible incidencia en la salinidad del agua del corral (tabla 2). Los 16 g Na m^{-3} y 192 g Cl m^{-3} introducidos representan 0.8 % y menos de 4 % respectivamente, del contenido promedio en la laguna (2 g Na L^{-1} y 5.43 g Cl L^{-1} , Pintos *et al.* 1991).

Tabla 2. Cantidad (g) de los compuestos fertilizantes para cada corral estimada para 30 días, cantidad de Na y Cl que se introducirían en 90 días y máxima concentración que se alcanzaría hipotéticamente.

	Aplicación		Na ó Cl	
	30 días	90 días	(g)	(g m^{-3})
$\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$	30.12	90.36	31.25	14.14
$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$	89.55			
NH_4NO_3	0.210			
NH_4Cl	212.70	638.10	423.41	191.58
NaNO_2	4.44	13.32	4.44	2.01
UREA $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$	228.28			

Los métodos de muestreo y análisis fueron descritos en los capítulos 4, 5 y 6. Se determinó la temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, concentración de nutrientes, sólidos suspendidos y su contenido de materia orgánica en el agua. En las mismas fechas, excepto el 19/1 y 2/3, se tomaron 3 réplicas de sedimento en cada sitio. En ellas se determinó el contenido de agua, materia orgánica, fósforo y nitrógeno. El zoobentos fue muestreado en todas las fechas, excepto el 7/4, cuando debido a una gran crecida del agua, no se pudieron tomar muestras.

Los parámetros abióticos fueron comparados entre sitios y fechas mediante ANOVA/MANOVA de dos vías, con y sin repeticiones (para el sedimento y el agua respectivamente) utilizando el programa STATISTICA.



RESULTADOS

Muchos de los compuestos añadidos se incrementaron en una cantidad sensiblemente menor a la aplicada (tabla 4). Fueron excepciones el PNR el 15/2 y el NO₃ el 18/3 que disminuyeron, y el NO₂ que en dos ocasiones aumentó más de lo añadido. Con las tres adiciones se incrementaron además los SST, en dos de ellas el PPT y el 18/3 también el NPT.

Tabla 4. Incremento en la cantidad de nutrientes (mg-at N, P) y SST (g) en C2 entre muestras inmediatamente antes y después de cada aplicación. Abajo, cantidad introducida en cada aplicación (mg-at N, P) e incremento expresado como porcentaje de ésta.

	Día	SST	PT	PDT	PPT	PNR	PO4	NT	NDT	NIT	NPT	NOD	NO3	NO2	NH4
Incremento	19.1	182	189.6	43.5	146.0	10.8	32.1							124.6	490
	15.2	169	52.1	57.5	-5.3	-2.2	59.8							77.2	353
	18.3	95	289.3	210	79.2	43.3	166.8	4981	847	644	4079	203	-14.1	54.8	604
Aplicación			904	904		226	678	13010	13010	5401		7609	2.7	63.4	5335
Incremento	19.1		21	5		5	5							197	9
%	15.2		6	6		-1	9							122	7
	18.3		32	23		19	25	38	6	12		3	-528	87	11

Los nutrientes, SST y su contenido de MO, no mostraron diferencias entre los tres sitios (ANOVA $p>0.05$) considerando los siete muestreos, aunque sí lo hicieron en los análisis multivariados el PPT con el NPT, el PPT con el NT (tabla 5), y estos dos con los SST ($p=0.0302$).

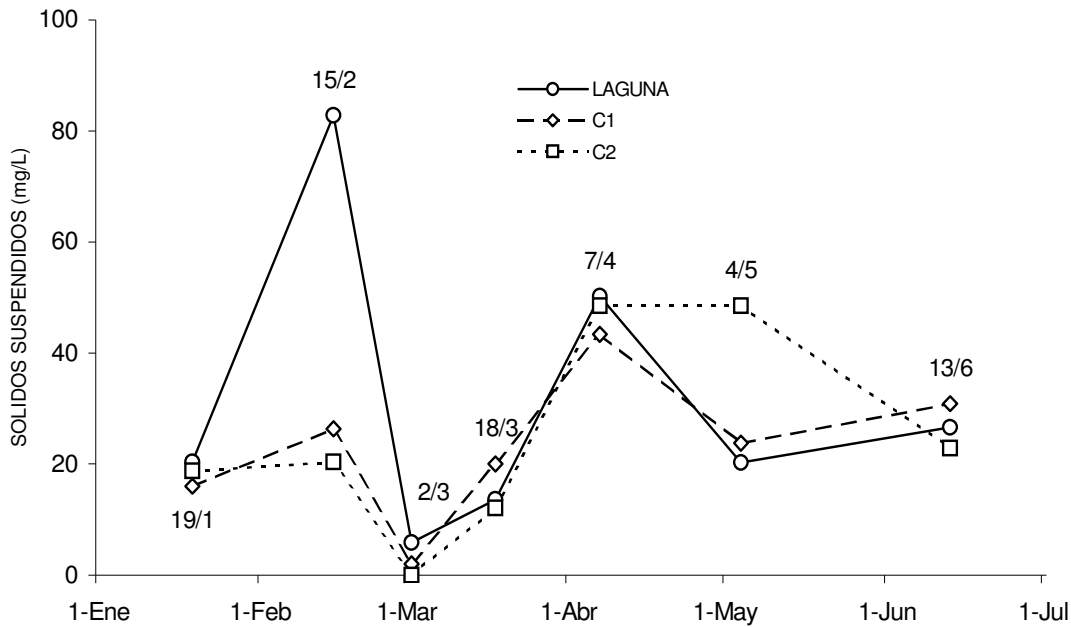


Figura 2. Evolución de los sólidos suspendidos en la laguna y los corrales C1 y C2.

Los SST, el PPT y casi todas las formas disueltas del N variaron muy significativamente en el tiempo, y todos ellos lo hicieron también en los análisis bivariados (tabla 5), así como en los trivariados los SST, PPT y NPT por un lado, y el NOD, NO₃ y NH₄ por otro ($p=0.0000$).

Las fluctuaciones de los SST fueron iguales en los tres sitios, excepto en el máximo del 15/2, cuando la laguna contenía más SST que los corrales (fig. 2). Un segundo pico correspondió a la crecida del 7/4. La evolución de la MO fue similar, pero con cambios menos pronunciados, mostrando que la alta variabilidad de los SST era debida a sustancias inorgánicas, en particular durante dicho máximo.

En general el corral C1 se comportó igual que la laguna con respecto al P (fig. 3) con una disminución en todas sus formas hasta el 18/3, y un aumento puntual con la crecida del 7/4. En cambio, C2 muestra un fuerte incremento al principio, principalmente debido al PO₄.

Tabla 5. Concentración de las distintas formas de P y N ($\mu\text{g-at L}^{-1}$), SST y MO (mg L^{-1}) en la laguna y los corrales C1 y C2, a lo largo del experimento de fertilización de este último. Abajo: Nivel de probabilidad (p) de no diferencias entre sitios y fechas (ANOVA y MANOVA), Valores subrayados: $p<0.05$.

		PT	PPT	PDT	PO ₄	NT	NPT	NDT	NOD	NO ₃	NO ₂	NH ₄	N:P	SST	MO
19.1	L	14,5	3,5	11,0	4,9						0,5	5,9		20	4
	C1	18,1	10,6	7,5	4,0						0,1	4,9		16	2
	C2	14,9	10,2	4,7	1,9						0,0	5,0		19	7
15.2	L	11,4	7,0	4,4	3,3						0,2	9,7		83	13
	C1	9,2	4,9	4,3	2,1						0,2	7,2		26	7
	C2	23,9	10,6	13,3	10,1						1,9	7,2		20	5
2.3	L	4,8	2,4	2,4	2,0	72,1	30,2	41,9	31,4	8,8	0,8	0,8	17	6	
	C1	4,6	2,5	2,0	1,3	61,6	16,5	45,1	40,5	2,9	0,0	1,7	22	2	
	C2	22,0	5,5	16,5	14,2	209,3	80,6	128,7	40,7	39,1	45,9	3,0	8	0	
18.3	L	3,3	1,4	1,9	1,4	43,9	6,1	37,4	29,3	6,0	0,3	1,7	20	14	
	C1	3,3	2,1	1,3	0,9	62,2	37,9	24,3	20,4	2,2	0,0	1,6	19	20	
	C2	9,1	4,5	4,6	2,3	55,2	12,1	42,0	35,5	4,1	1,1	1,3	9	12	
7.4	L	4,2	0,9	3,2	3,2	1056,6	350,4	706,2	648,5	46,2	0,1	11,4	221	50	11
	C1	11,1	3,1	7,9	2,1	1183,0	435,0	748,0	741,9	0,0	0,4	5,7	95	43	5
	C2	5,0	1,7	3,3	3,3	799,7	0,0	799,7	746,5	32,1	0,1	21,0	49	49	10
4.5	L	2,3	0,7	1,6	1,0			929,6	666,5	251,3	0,5	11,3	581	20	4
	C1	2,3	0,7	1,6	1,0	1119,0		688,0	436,0	240,5	0,4	11,1	430	24	6
	C2			1,7	1,1			675,1	475,2	186,0	0,4	13,5	49	49	7
13.6	L	13,0	0,0	13,0	8,8	222,6	0,0	222,6	181,1	0,0	1,5	40,0	17	27	10
	C1	2,5	0,5	2,0	0,8	175,0	60,0	115,0	79,8	0,0	0,4	34,8	58	31	12
	C2	2,8	0,6	2,3	1,1	76,1	0,0	76,1	45,8	0,0	1,9	28,4	23	23	9
p	Sitio	.303	.062	.564	.303	.602	.439	.476	.529	.620	.346	.591	.212	.561	.567
	Día	.645	.002	.635	.645	.000	.120	.000	.000	.000	.465	.000	.036	.036	.174
SST	Sitio	.420	.120			.427	.357								
	Día	.030	.001			.000	.000								
PPT	Sitio					.005	.044								
	Día					.000	.010								

Antes de comenzar el experimento (19/1), C2 contenía casi la misma cantidad de PT que la laguna y algo menos que C1. Al mes del primer enriquecimiento (15/2) se incrementó 1.6 veces, pero considerando su disminución en C1 ($\times 0.5$), el aumento relativo fue de 3.2 veces o 33 $\mu\text{g-at/L}$. Del mismo modo, el aumento relativo tras 15 días de la segunda aplicación (2/3) fue ca. 30 $\mu\text{g-at/L}$, una décima parte de lo añadido cada vez. Pasados otros 15 días (18/3) la disminución del PT en todos los sitios representa un nuevo aumento relativo en C2 de 1.5 $\mu\text{g-at/L}$ desde la aplicación.

La importancia relativa de las fracciones particulada y disuelta de fósforo fue muy variable tanto entre sitios como entre fechas. En la laguna y C2 tiende a predominar la forma disuelta. En C1 es

importante la particulada hasta el 18/3 y la disuelta a partir del 7/4. El corral C2 pasó de tener igual cantidad de PPT que C1 y el triple que L al inicio, a tener aproximadamente el doble que ambos en los tres muestreos siguientes.

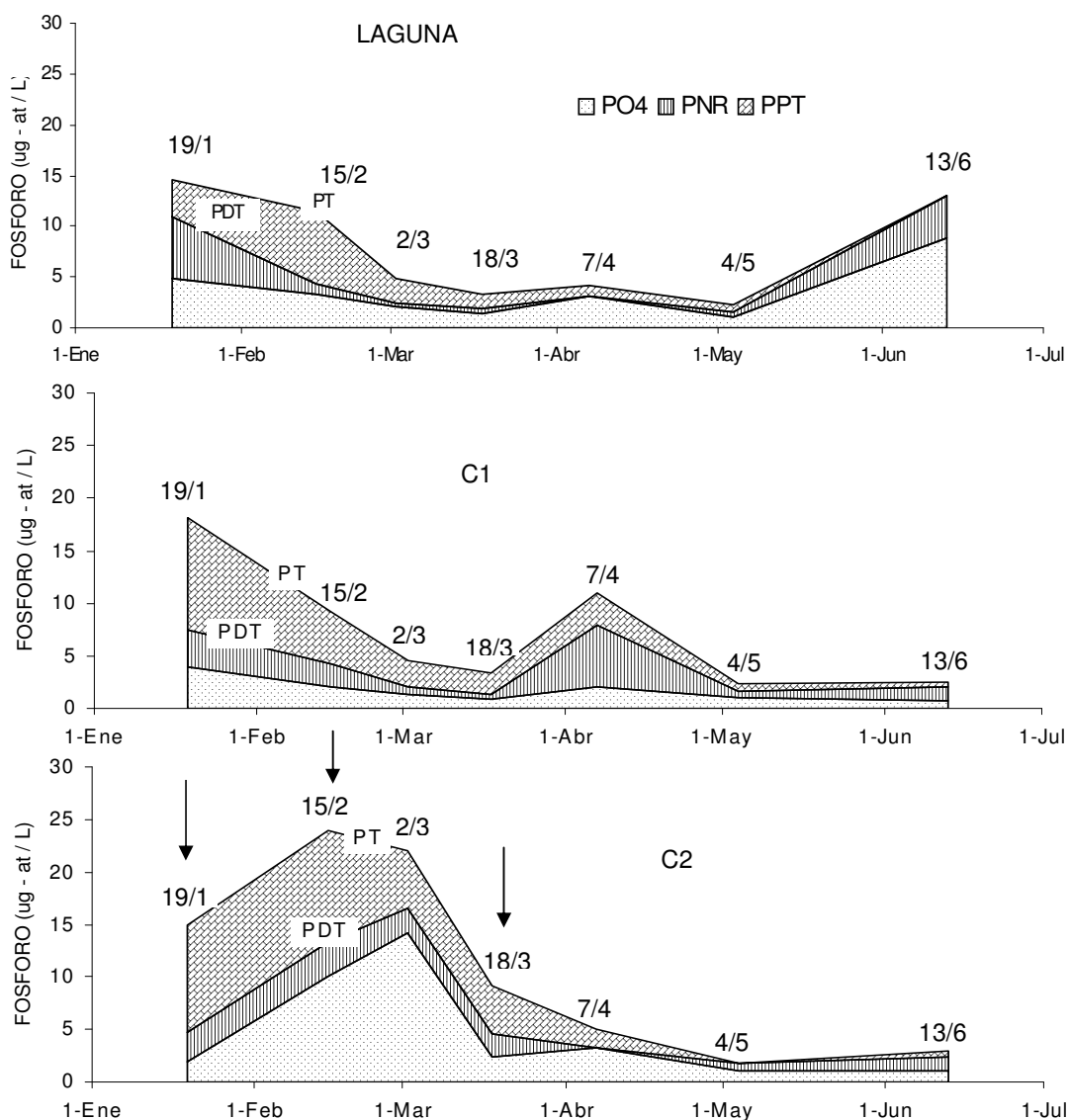


Figura 3. Evolución de las distintas formas de fósforo en la laguna y los corrales C1 y C2 durante el experimento de fertilización. Las flechas indican la adición de nutrientes. Las áreas comprendidas entre curvas representan de abajo a arriba al PO₄, PNR y PPT, de modo que las curvas acumuladas representan las sumatorias de las dos primeras (PDT) y de todas las formas (PT).

Exceptuando el primer y último muestreos, siempre hubo más PO₄ en C2 que en L y C1. La respuesta del agua de C2 a la fertilización consistió en un aumento del PO₄ desde 1.9 a 10.1 µg-at L⁻¹ al mes de la primer aplicación, y a 14.2 µg-at L⁻¹ a los 15 días de la segunda, para después disminuir

a 2.3 $\mu\text{g-at L}^{-1}$. Durante este lapso el PO_4 en L y C1 disminuyó paulatinamente desde 4.9 y 4.0 a 1.4 y 0.9 $\mu\text{g-at L}^{-1}$ respectivamente. El PPT en cambio, disminuyó casi siempre en los tres ambientes.

Si bien a las dos semanas de la tercera aplicación el PO_4 volvió a aumentar de 2.3 a 3.3 $\mu\text{g-at L}^{-1}$, este muestreo coincidió con la crecida, cuando un aumento incluso mayor se dio en los controles (L y C1). Al vaciarse la laguna e ingresar agua salada, tanto el PO_4 como el PPT disminuyeron generalmente en todos los sitios.

También el N muestra un comportamiento más similar entre L y C1 que con C2 (fig. 4). El NO_2 y el NH_4 mostraron niveles similares en los tres sitios durante los dos primeros muestreos, para los que no existen datos de las otras formas de nitrógeno.

Tabla 6. Nivel de probabilidad de que no existan diferencias en las concentraciones de nutrientes, N:P y SST entre tres fechas de muestreo (15/2, 2/3 y 18/3) y los sitios L, C1 y C2. (Subrayado $p < 0.05$)

	PT	PPT	PDT	PDN	PO4	NT	NPT	NDT	NOD	NIT	NO3	NO2	NH4	N:P	SST
día	.0657	.0064	.2513	.0243	.3253	.3305	.4576	.2757	.2416	.4008	.3677	.4355	.0051	.9364	.1384
sitio	<u>.0187</u>	<u>.0157</u>	<u>.0462</u>	<u>.0037</u>	.0907	.4924	.7089	.3781	.5382	.4913	.4852	.3956	.8592	.0484	.3996
PDT								.5244				.1866	<u>.0247</u>		
								.6621				.1431	.1879		
PDN					.0844				.1361			.1072	<u>.0171</u>		
					<u>.0273</u>				<u>.0306</u>			<u>.0453</u>	<u>.0321</u>		
PO4										<u>.0147</u>	.7653	.3194	<u>.0226</u>		
										<u>.0086</u>	.2103	.2851	.2825		
NPT		.1574						.6816		.8005					
		.0804						.7926		.8195					
NO3									.4710			.4092	.5771		
									.7339			.2517	.6555		
NO2					.2390										
			.0752		.1368										
NH4			.4181		.0734							.6101			
					.1714							.6956			
SST	.1227	<u>.0449</u>					.2342								
	.0929	.0614					.7398								

Tras la segunda fertilización, el 2/3, el corral tratado tenía aproximadamente el triple de todas las formas nitrogenadas, excepto NOD, que C1 y L. La crecida trae un aumento del NPT en L y C1, y una alta cantidad de NOD en los 3 sitios. Finalmente todos los compuestos disminuyen su concentración. En general, las formas disueltas dominaron sobre las particuladas en los tres sitios, las orgánicas sobre las inorgánicas y el NO_3 sobre el NH_4 .

En cuatro ocasiones, desde el 2/3 hasta el 4/5, la relación N:P fue sensiblemente menor en el corral tratado, y en las dos primeras equivalente a la mitad de la relación de Redfield (1958). Esta relación se incrementó notablemente con la crecida, el 7/4 y el 4/5.

Debido a la fuerte perturbación introducida por la crecida del 7/4, se procedió a realizar las comparaciones mediante ANOVA/MANOVA sólo con los tres muestreos posteriores a la primera fertilización y previos a la crecida. En este caso los análisis univariados arrojaron diferencias significativas entre sitios para la relación N:P y todas las formas de P excepto PO_4 , aunque para ninguna de las formas de N ni los SST. También resultaron significativas las diferencias en los análisis bivariados del PO_4 con NIT (tabla 6).

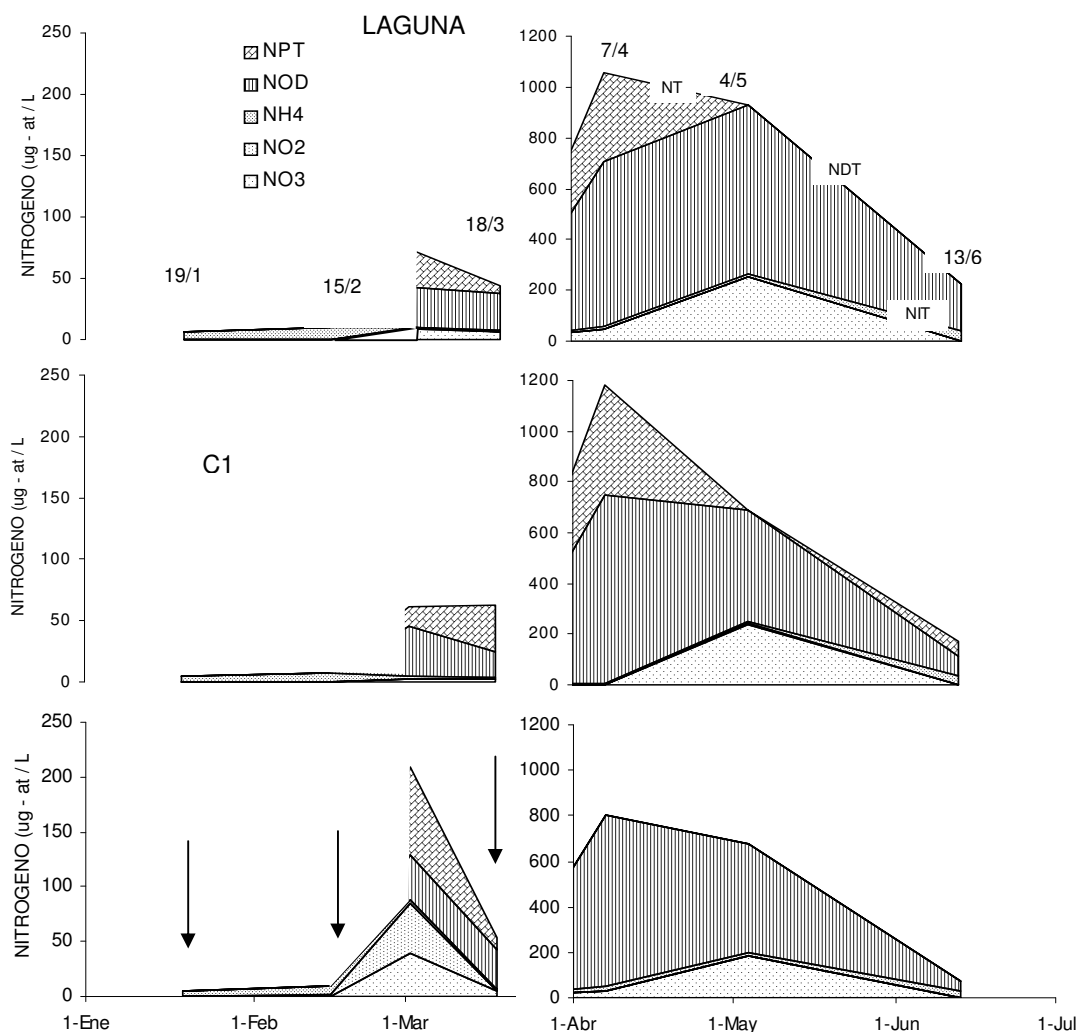


Figura 4. Evolución de las distintas formas del nitrógeno en la laguna y los corrales C1 y C2 durante el experimento de fertilización. Las flechas indican la adición de nutrientes. Las áreas comprendidas entre curvas representan de abajo a arriba al NO_3 , NO_2 , NH_4 , NOD y NPT , de modo que las curvas acumuladas representan las sumatorias de las tres primeras (NIT), de todas las formas disueltas (NDT) y del NT . Debido a la gran diferencia en los rangos de concentración del nitrógeno entre la primera y segunda mitad del periodo experimental, se emplearon dos escalas diferentes para ambas etapas

Todos los parámetros analizados en el sedimento (tabla 7) mostraron diferencias significativas entre sitios, tiempos y, excepto la materia orgánica, también en la interacción de ambos factores. También lo hicieron todas las combinaciones de a dos, tres (tabla 7) o cuatro variables ($p=0.001$, 0.000 y 0.0270 para sitios, tiempos e interacción, respectivamente)

Tabla 7. Arriba: Parámetros físicos y químicos del sedimento en los corrales C1 y C2, y en la laguna (L), durante el experimento de fertilización. Al centro: Resultados (p) de ANOVAs Y MANOVAs de dos vías con repeticiones (tiempo, sitio e interacción). Abajo: Prueba de la Mínima Diferencia Significativa (MDS) entre sitios.

	% H ₂ O			% MO			mg P/g ps			mg N/g ps		
	C 1	C 2	L	C 1	C 2	L	C 1	C 2	L	C 1	C 2	L
15.2	69	60	80	5,5	4,1	8,2	0,14	0,05	0,08			
18.3	79	62	77	9,0	5,1	9,2	0,44	0,28	0,48	1,11	0,51	1,24
7.4	41	51	48	3,3	4,5	6,8	0,35	0,48	0,71	0,48	1,03	1,08
4.5	50	47	58	4,0	3,5	7,1	0,42	0,23	0,68	1,03	0,55	0,81
13.6	33	46	56	1,6	3,3	6,1	0,08	0,19	0,37	0,18	0,47	0,88
M	55	53	64	5	4	7	0,3	0,2	0,5	0,7	0,6	1,0
S	19	7	14	3	1	1	0,2	0,2	0,3	0,45	0,26	0,2
	tiempo	sitio	interac	tiempo	sitio	interac	tiempo	sitio	interac	tiempo	sitio	interac
p=	.0000*	.0004*	.0072*	.0001*	.0000*	.1436	.0000*	.0001*	.0306*	.0467*	.0269*	.0333*
H ₂ O							.0000*	.0001*	.0027*	.0000*	.0335*	.0163*
MO	.0000*	.0000*	.0095*							.0000*	.0018*	.0504*
P	.0000*	.0003*	.0008*	.0000*	.0000*	.0286*						
N			.0214*	.0000*	.0003*		.0026*	.0013*	.0395*			
MDS	C 1	C 2		C 1	C 2		C 1	C 2		C 1	C 2	
C 2	.8613			.5001			.6722			.6441		
L	.0064*	.0097*		.0002*	.0000*		.0003*	.0001*		.0340*	.0120*	

El contenido de materia orgánica del sedimento fue siempre mayor en la laguna (media 7 ± 1 %) que en los corrales, y también el del P a partir del segundo muestreo, y el agua y nitrógeno en 3 ocasiones (figura 5). Estas diferencias entre la laguna por un lado y ambos corrales por el otro fueron corroboradas por la prueba de la Mínima Diferencia Significativa (tabla 7).

Al mes de iniciado el experimento (15/2), el contenido de agua, materia orgánica y P en el sedimento fue menor en el corral tratado que en el control y la laguna. A los dos meses (18/3), también lo fué el N. Sin embargo, esta situación no se mantiene posteriormente, y al considerar la totalidad de los muestreos no surgen diferencias significativas entre ambos corrales.

Las variaciones temporales (fig. 5) del contenido de agua y materia orgánica son similares entre sí en los tres sitios, y en menor medida también las de fósforo y nitrógeno en C1. Para estos elementos, los dos corrales se comportan de manera opuesta, con un aumento en C2 hasta el 7/4.

El número de individuos colectados en las 10 réplicas del zoobentos de cada sitio varió entre 3 y 44 (106 y 1556 ind m^{-2}), estos últimos en C2 el 2/3. Los organismos más abundantes y frecuentes fueron los poliquetos, especialmente *Nephtys fluviatilis* y *Heteromastus similis*. En cambio, *Laeonereis culveri* apareció recién al final del período de estudio.

En el corral tratado se registró un evidente cambio en la composición del macrozoobentos, con la aparición de larvas de dípteros, especialmente Chironomidae el 15/2, 2/3 y 18/3, y *Ephydra* sp. el 2/3 y 18/3.

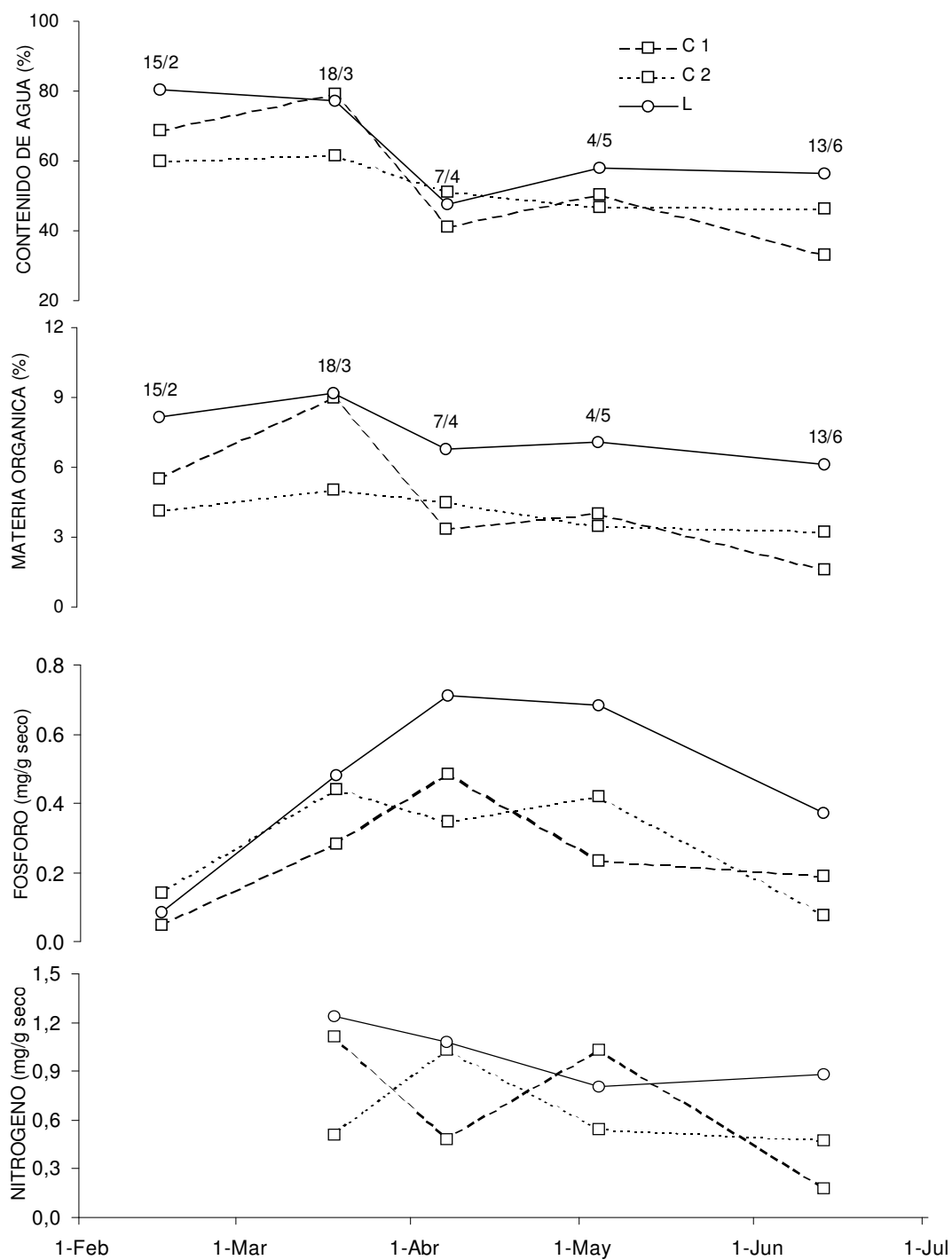


Figura 5. Evolución del contenido de agua, materia orgánica, fósforo y nitrógeno del sedimento en la laguna (L) y los corrales (C1 y C2)

La diversidad específica de las muestras fue en general baja (1.44 en promedio), excepto en C2 el 18/3 (2.35) cuando se colectaron 34 individuos de 8 especies. Las menos diversas fueron al muestreo siguiente, en el mismo sitio (0.32) y en C1 (0.00).

Mientras en L el número de individuos disminuyó paulatinamente de enero a marzo y aumentó un poco en los dos últimos muestreos, en C1 se mantuvo casi constante hasta marzo y luego disminuyó. En C2 se elevó sustancialmente hasta el 2/3 para luego disminuir. La riqueza específica se comportó de modo similar en los dos corrales, los cuales mostraron un máximo el 18/3, mientras en L disminuyó paulatinamente hasta esta fecha.

Tabla 8. Número total de individuos del zoobentos colectados en 10 réplicas de los corrales C1 y C2, y de la laguna (L) a lo largo del experimento de fertilización

	19/1			15/2			2/3			18/3			4/5			13/6		
	C1	C2	L	C1	C2	L	C1	C2	L	C1	C2	L	C1	C2	L	C1	C2	L
<i>Nephtys fluviatilis</i>	10	9	21	14		9	14		4	13	15	6	3		4	4	2	11
<i>Heteromastus similis</i>	6	6	4	8		1	3	2	1	4				1		6	2	3
<i>Laeonereis culveri</i>														16	1	1	1	1
Hirudinea								1							1			
<i>Erodona mactroides</i>		2				1	1	1		2	1					1	2	
Gastropoda	2		2	3	1	10			3			1						
<i>Tanais stanfordi</i>			1								1				3			
<i>Caenis</i> sp.											2							
Coenagriidae		1						1		2								
<i>Dicrotendipes</i> sp.			1		9					1	7							
<i>Goeldochironomus</i> sp.					4													
<i>Chironomus</i> sp.					10		2	22			1							
<i>Polypedilum</i> sp.											4							
<i>Ephydra</i> sp.								17			3							
Nº INDIVIDUOS	18	18	29	25	24	21	20	44	8	22	34	7	3	17	9	12	7	15
Nº ESPECIES	3	4	5	3	4	4	4	6	3	5	8	2	1	2	4	4	4	3

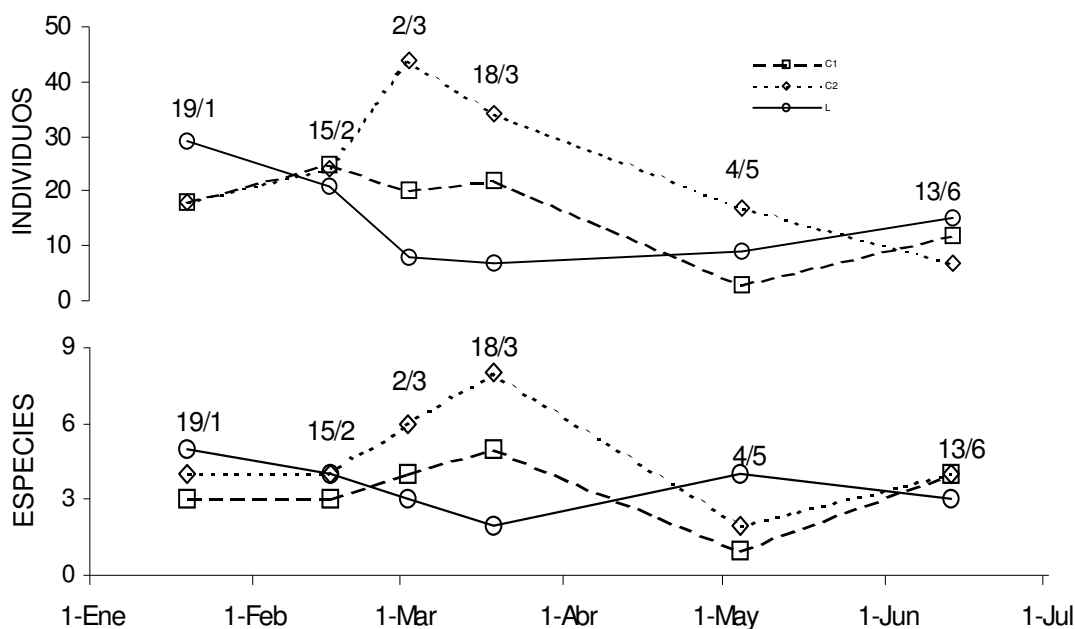


Figura 6. Evolución de la abundancia (arriba) y número de especies (abajo) del zoobentos en 10 réplicas de la laguna, y los limnocorales C1 (control) y C2 (tratamiento).

DISCUSION

Aspectos metodológicos de la fertilización experimental

Los compuestos químicos utilizados para la fertilización de la laguna de Rocha son algunos de los comunmente empleados en investigaciones similares. Taylor *et al.* (1995a, 1995b) tras obtener, al igual que Schindler (1975), los mismos resultados con NO_3 que con NH_4 , señalan que es más importante la composición elemental de los nutrientes que su formulación química. Sardá *et al.* (1992) emplearon lodos de saneamiento, mientras Maughan & Oviatt (1993) añadieron directamente sólidos residuales. En ambos casos se obtuvieron respuestas positivas, ampliando las formas posibles de introducir los nutrientes.

Sin embargo, las sustancias que acompañan a los nutrientes en estas formulaciones, pueden tener efectos colaterales no deseados. Los compuestos orgánicos pueden contribuir a la alimentación de los detritívoros, o bien consumir el oxígeno del agua durante su mineralización, producir anoxia y hasta mortandad de la fauna (Maughan & Oviatt 1993).

La inclusión de Na, Cl y K junto al N y P, puede alterar el sistema e interferir con los experimentos, especialmente en aguas pobres en los mismos. Sin embargo, esto no suele estar contemplado en los trabajos de fertilización. En el presente trabajo se comprobó que la introducción de Na y Cl, a pesar de las grandes cantidades empleadas, resultaba insignificante para los niveles normalmente presentes en la laguna.

En la mayoría de los trabajos consultados se emplearon cantidades sensiblemente menores de nutrientes y con un mayor N:P que las usadas en el presente (tabla 9). En general su objetivo era simular o aumentar la carga de nutrientes de los sistemas bajo estudio, mientras el del presente trabajo es simular el aporte de un saneamiento urbano incrementado.

Tabla 9. Cuadro comparativo de la forma y cantidad de N y P introducida en algunos experimentos de fertilización.

REFERENCIA	OBSERVACION	FORMULACION	UNIDADES	N	P	N:P
Schindler (1975)	aumento X 10	H ₃ PO ₄ NaNO ₃ NH ₄ Cl		898	84	10.7
Taylor et al. (1995a)	lagunas muy enriquecidas	NaNO ₃ NH ₄ Cl KH ₂ PO ₄	mg m ⁻² d ⁻¹	115	21	12.0
este trabajo	aguas residuales			1513	233	6.5
Carrick & Lowe (1988)	liberación al sedimento	NaNO ₃ NaH ₂ PO ₄	mg d ⁻¹	3.5	2.5	1.4
este trabajo	adición al agua			6071	934	6.5
Levitan et al. (1985)	5 veces PT del lago	NaNO ₃ KH ₂ PO ₄		350	50	16.0
	50 veces PT del lago		mg m ⁻³	1750	560	3.1
	50 veces PT del lago			3500	560	6.3
este trabajo	cada aplicación			82550	12700	6.5
Istvánovics et al. (1986)	zona hipertrófica L. Balaton	KNO ₃ KH ₂ PO ₄		35	5	7.0
Flothmann & Werner (1992)	NO ₂ + NO ₃ + NH ₄	no informa	mg m ⁻³ d ⁻¹	69770	1930	36.2
este trabajo	aguas residuales			2752	423	6.5

Los valores aquí empleados se encuentran dentro de los rangos de concentración de NO₃, NO₂ y PO₄ reportados por Abel (1989) para el agua de saneamiento tratada, recalculados para 100,000 habitantes y su dilución en el arroyo Rocha. El NH₄ fue en cambio superior al rango correspondiente. El cálculo no tuvo en cuenta los posibles ingresos de nutrientes en el arroyo entre la ciudad y los limnocorales. A pesar de ello, y de haberse estimado una dilución en el referido tramo sin considerar el caudal, se logró un incremento adecuado de las concentraciones naturales de N y P en la laguna.

Lynch & Shapiro (1981) sugieren que estos experimentos deben realizarse por triplicado. Los inconvenientes para mantener los limnocorales instalados en un principio (cap. 3), impidió el uso de réplicas, lo que dificulta la interpretación de los resultados. Este problema también se presenta cuando se emplean lagos enteros, donde sumado a las diferencias previas entre ambientes, impide probar estadísticamente que las respuestas se deban a la fertilización. Sin embargo, se puede determinar si difieren estadísticamente y realizar inferencias a partir de ello (Hershey 1992). Por otra parte, antes de iniciar el presente experimento se compararon los distintos sistemas entre sí (cap. 4, 5 y 6).

El aumento de las formas particuladas enseguida de agregar los nutrientes, pudo deberse a una resuspensión del sedimento al mezclar el agua o a que persistieran algunos precipitados de las propias sales, aunque éstas se añadían ya disueltas en agua. Apoya esta hipótesis el que las formas disueltas aumentaran menos que la cantidad añadida, especialmente las introducidos en mayor cantidad, como la urea y el NH₄Cl. En cambio, el NO₂ introducido en pequeñas cantidades, aumentó su concentración casi tanto o más que la dosis aplicada.

En consecuencia, los nutrientes introducidos disponibles en el agua habrían sido menos que la dosis calculada. Sin embargo, no son estas dosis, sino las concentraciones medidas después de cada aplicación o antes del muestreo siguiente, las empleadas como datos de la carga de nutrientes.

La fertilización no tuvo ningún efecto duradero en el oxígeno, pH, conductividad y SST. El pH y el oxígeno se encuentran dentro de sus rangos normales (Pintos *et al.* 1991, Sommaruga & Pintos 1991),

indicando una buena calidad del agua en los corrales. A pesar de la elevada cantidad de nutrientes añadida cada vez en dosis para 30 días, no se registraron eventos críticos de descomposición y desoxigenación como sucede con una fertilización excesiva (Maughan & Oviatt 1993).

La menor concentración de SST en los corrales que en la laguna el 15/2, pudo obedecer a una menor turbulencia en su interior. En esa fecha la intensidad del viento fue menor que en los otros muestreos, tal vez insuficiente para que la permanente agitación y resuspensión del exterior (Conde *et al*, en prensa), pudiera ser transmitida al interior de los corrales (cap. 4).

La falta de diferencias en los nutrientes entre los tres sitios a lo largo de los 5 meses de experimento, puede deberse a que la fertilización se realizó sólo al principio y en tres de los siete muestreos. Si existieron efectos en los nutrientes, no persistieron después de cesar la fertilización.

En síntesis se puede afirmar que los efectos colaterales de la adición de nutrientes se pueden descartar en nuestro experimento y que los cambios en los limnocorrales son debidos a la adición de los propios nutrientes o a otros factores no controlados en el experimento, como pueden ser las perturbaciones externas al sistema.

Efectos de la fertilización

Los cambios que se produjeron en los limnocorrales fueron debidos a la introducción de elementos nutritivos hasta el 7 de Abril cuando se produjo una crecida tras una lluvia muy importante que cambió totalmente las características de la laguna. Esta crecida significó una fuerte perturbación que igualó los 3 sitios al elevar el nivel del agua por encima de los corrales. Este evento supone una variación añadida al propio experimento, que permite conocer el efecto de estas perturbaciones sobre corrales fertilizados. Por ello hay que interpretar los datos a la luz de este cambio importante y distinguir los efectos antes y después de la perturbación.

Antes de la perturbación es notorio el efecto de la fertilización en el fósforo, especialmente el disuelto. En cambio, no se nota en el nitrógeno, que presenta una gran variabilidad y los resultados son difíciles de interpretar. En los parámetros abióticos del sedimento tampoco se notó de forma importante el efecto de la fertilización, aunque sí en el zoobentos.

Nutrientes

Por lo que respecta a los nutrientes, tras la primer aplicación, el PO_4 aumentó en términos absolutos x 5, pero como en C1 ocurrió una disminución (x 0.5), el aumento relativo fue x 10. El mismo aumento registraron Flothmann & Werner (1992) a los 37 días del enriquecimiento. El PPT también aumentó en relación a los controles, pero no en términos absolutos.

Istvánovics *et al.* (1986) encontraron una intensa transformación de PO_4 en P particulado a partir de los 6 días de la fertilización. Por el contrario, en C2 la relación PPT:PDT disminuye con la primer fertilización y pasa a ser menor que en L y C1, sugiriendo una mínima transformación del P añadido. Sin embargo, esto puede deberse a que la frecuencia de muestreo no permitiera detectar tal transformación, o a que un eventual aumento de las algas fuera objeto de predación por el zooplancton favorecido por la exclusión de peces en los corrales (Levitan *et al.* 1985).

En los experimentos de Flothmann & Werner (1992), con una mayor carga de N, el NH_4 aumentó por un factor mayor a 10, y en una semana volvió a bajar a sólo el doble del control. En la laguna de Rocha, los niveles de NH_4 al inicio del experimento y al mes de la primer adición (15/2) ya estaban 3 a 4 veces más altos que la media reportada por Pintos *et al.* (1991). En los dos muestreos siguientes (2/3 y 18/3) el NH_4 disminuyó a sus valores normales.

Su disminución más rápida que la del PT pudo ser por denitrificación, proceso que no fue estudiado. Aunque el poco contenido de NO_3 en el agua sugiere una baja tasa de denitrificación (Rysgaard *et al.* 1996), aquél puede ser abundante en los sedimentos si hay nitrificación en ellos, como es de esperar en sedimentos bien oxigenados y arenosos (Valdés & Real 1994) como los de la laguna de Rocha.

La fertilización disminuyó la relación N:P disueltos a la mitad de la existente en los controles el 2/3 y 18/3, cambiando el factor limitante del P (Pintos *et al.* 1991) al N. También el fitoplancton del lago Balaton se volvió más limitado por N al progresar la eutrofización, como resultado de un N:P decreciente (Istvánovics *et al.* 1986).

Sedimentos

Respecto a los sedimentos, varios estudios en mesocosmos mostraron que estos actúan como sumideros del nutriente añadido (Istvánovics *et al.* 1986, Nowicki & Oviatt 1990, Flothmann & Werner 1992, Taylor *et al.* 1995c). No parece ser este nuestro caso ya que el sedimento de C2 mostró en general los menores valores de MO y de los demás parámetros analizados. Tampoco Flothmann & Werner (1992) encontraron acumulación de la MO en el sedimento fertilizado adjudicándolo a que el microfitobentos contribuiría muy poco a la misma.

Sin embargo, su contenido de P experimentó tras la segunda y tercer aplicación, un aumento relativo en 1.8 y 2.1 veces, reflejando tal vez una precipitación inorgánica del PO_4 . Los sedimentos con alto contenido de CaCO_3 retienen el PO_4 , retirándolo del agua intersticial (Valdés & Real 1994). Sommaruga & Conde (1990) encontraron en los sedimentos de la parte norte de la laguna de Rocha entre 1 y 2% de CaCO_3 , que puede explicar el aumento relativo del P.

En general, cuando el PT aumenta en el agua, disminuye en el sedimento y viceversa, sugiriendo que también existe un flujo en sentido contrario, como sucede en otros sistemas (Nowicki & Oviatt 1990, Taylor *et al.* 1995c, Rysgaard *et al.* 1996).

Antes de comenzar el experimento el contenido de agua, MO, N y P del sedimento no mostraban diferencias significativas entre sitios (cap. 6). Sin embargo, durante el experimento fueron menores en los corrales que en la laguna. Al parecer, el aislamiento condujo a un empobrecimiento del sedimento que habría dejado de percibir los aportes de materia orgánica que continuaban afuera.

Zoobentos

Según Hershey (1992) los estudios que vinculan el zoobentos con la fertilización no han mostrado resultados consistentes porque el incremento de la producción primaria no pasaría a los niveles superiores. En consecuencia, el modelo planctónico de interacciones tróficas en cascada no se aplicaría al bentos, donde el alimento acumulado no es limitante.

Sin embargo, el mismo autor encuentra una respuesta positiva de distintas especies a la fertilización. Unas se ven favorecidas por su mayor tolerancia y otras por el alimento incrementado, mientras otras son indiferentes o perjudicadas. Según la hipótesis de cascada trófica, los organismos limitados por alimento responden positivamente con la fertilización, pero no los limitados por predación. Sardá *et al.* (1992) encontraron que incluso la misma especie puede verse favorecida en una época del año, y no en otra cuando los predadores son más activos, pasando de un control *bottom-up* a otro *top-down*.

En otros experimentos, la adición de nutrientes condujo a mayores poblaciones de anfípodos (Taylor *et al.* 1995a), anfípodos y poliquetos (Maughan & Oviatt 1993), poliquetos y oligoquetos (Sardá *et al.* 1992), quironómidos y efemerópteros (Mundie *et al.* 1991) o quironómidos y gasterópodos (Hershey 1992).

Con la fertilización en la laguna de Rocha, a la vez que aumenta el número de individuos del zoobentos, los poliquetos *Nephtys fluviatilis* y *Heteromastus similis*, son sustituidos por quironómidos, en particular *Chironomus*, y por *Ephydra* (Diptera).

Flothmann & Werner (1992) atribuyen la disminución de la especie dominante de poliquetos, a que las algas incrementadas con el tratamiento no eran un buen alimento o a que los 95 días de estudio resultaron insuficientes. Sin embargo, Mundie *et al.* (1991) asumen que 7 semanas es suficiente para apreciar las respuestas del zoobentos. En la laguna de Rocha la disminución de los poliquetos se registra al mes de la primer aplicación y se mantiene hasta el final del experimento, por lo que el tiempo de estudio no parece ser un factor crítico.

La rápida incorporación del fósforo, favorece a los filtradores como Chironomidae. Mundie *et al.* (1991) registraron una duplicación de éstos al aumentar las algas con la fertilización en ausencia de peces. Normalmente, los filtradores no disponen de alimento abundante en un ambiente donde el fitoplancton no es favorecido por las condiciones hidrológicas (Conde *et al.* en prensa). Dentro de los corrales la fertilización se sumaría a un mayor tiempo de residencia del agua y consiguiente desarrollo del fitoplancton. En consecuencia, los quironómidos desplazan a los poliquetos detritívoros.

La diversidad en C2 aumenta el 18/3 con la presencia de tres géneros de quironómidos y de *Caenis*. Este, también presente en los afluentes de la laguna (cap. 1), es un género adaptado a diversas condiciones ambientales, incluyendo bajas concentraciones de oxígeno (Margalef 1983). El aumento de la diversidad es contrario a la creencia habitual según la cual un aumento de la contaminación, como la eutrofización, conduce a una disminución de la diversidad. Sin embargo, según Smith *et al.* (1979) la diversidad es un parámetro relativamente insensible tanto a la variación natural como a la contaminación a corto plazo. Además la diversidad ya es naturalmente baja en este tipo de ambientes costeros al igual que en los ríos de planicie (cap. 2), lo que hace difícilmente detectable una disminución adicional debida a la contaminación.

La perturbación de abril

Durante la crecida del 7/4, la transparencia del agua fue mínima y los sólidos inorgánicos suspendidos, elevados. Estos sólidos fueron arrastrados por el arroyo Rocha, ya que 7 días antes había ocurrido la mayor precipitación del período y el viento fue menor que en otros muestreos, por lo que no parece

obedecer a la resuspensión del sedimento. El aporte de grandes cantidades de sólidos suspendidos inorgánicos produjo a su vez una disminución de los contenidos de agua y materia orgánica en el sedimento de los 3 sitios.

La disminución en general de todas las formas de P y N en L y C1 hasta el 18/3, coincide con un aumento de la profundidad del agua, sugiriendo su dilución. Sus incrementos el 7/4 son atribuibles al aporte continental mencionado. Posteriormente aumenta el NH_4 y la fracción orgánica del P, y casi todo el N está en forma orgánica en los 3 sitios, reflejando tal vez su liberación tras una muerte masiva de los autótrofos. Esta pudo deberse a la crecida, la posterior intrusión de agua salada y/o la disminución de la temperatura. Finalmente, el P disuelto aumenta el 13/6, pero sólo fuera de los corrales, reflejando lo sucedido en la laguna en general, pero no dentro de aquéllos.

La relación N:P se incrementó con la crecida, aunque manteniéndose menor en C2 donde persistirían algunos efectos de la fertilización a pesar de los cambios físicos. Al final del experimento las N:P tienden a igualarse en los tres sitios y a disminuir casi a los valores normales.

La respuesta del zoobentos al mes de la crecida es distinta en los corrales y fuera de ellos. Mientras que en los primeros disminuyen tanto del número de individuos como de especies, en la laguna aumenta la densidad. El tiempo transcurrido pudo permitir una recolonización, que fue impedida o al menos demorada por las paredes de los corrales.

También el ingreso de agua oceánica ocurrido tras la apertura de la barra pudo influir en los cambios registrados en el zoobentos durante esta segunda etapa. Sólo entonces se registró la presencia del poliqueto *Laeonereis culveri* en los tres sitios. Sin embargo, Cardezo (1989) destaca su ausencia en la mayoría de las estaciones de la laguna durante el período de barra abierta, adjudicándolo al ingreso de predadores. Además no registra su presencia en el área próxima a los corrales en ninguno de sus muestreos estacionales, concluyendo que la granulometría y el contenido de materia orgánica del sedimento serían más importantes que la salinidad para el desarrollo de las poblaciones de este poliqueto. En consecuencia no parece ser el ingreso de agua oceánica la razón de los cambios ocurridos en el zoobentos tras la crecida, sino la recolonización del sedimento una vez pasado el efecto de la misma.

Conclusiones

En resumen, el efecto de la eutrofización en el zoobentos es notorio en la laguna de Rocha, pero no se mantiene más allá de unos pocos meses. La razón de esta gran capacidad de autodepuración se encuentra en la prevalencia de las fuerzas físicas, como el viento, las crecidas y el régimen de apertura y cierre de la barra, que le confieren a la laguna una dinámica siempre cambiante.

Los resultados obtenidos demuestran que actualmente la eutrofización no es un problema en la laguna, a la vez que constituyen un alerta sobre la importancia de los procesos físicos en mantener su estado trófico. Si los factores hidrológicos fueran controlados mediante obras de ingeniería como el represamiento de los afluentes o la alteración del régimen de apertura y cierre de la barra, entonces la eutrofización pasaría a ser un problema central debido a las características de este ambiente.

La escasez de macrófitas enraizadas contribuye al desarrollo del microfitobentos, que hace del sedimento un sumidero de N (Rysgaard *et al.* 1996). Esta comunidad presenta en la laguna de Rocha

contenidos de clorofila a más de 2 órdenes de magnitud mayores que el fitoplancton (Conde *et al.* en prensa), perjudicado por las actuales condiciones hidrológicas. Si la tasa de renovación del agua y la resuspensión del sedimento disminuyen, el fitoplancton aumentaría y terminaría por depositarse en el fondo, aumentando el reciclaje interno de nutrientes. Aunque mediante nitrificación-denitrificación una parte se pierde del sistema que así se autodepura, las crisis distróficas inhiben estos procesos aumentando el flujo de N desde el sedimento y el ya alto grado de acoplamiento béntico-pelágico (Rysgaard *et al.* 1996).

Una reciente revisión (Stromberg 1997) señala que el impacto humano se agrava en aguas costeras si la circulación del agua es pobre y existen concentraciones demográficas próximas. Si bien esta última condición no se cumple en la laguna de Rocha como en otras áreas costeras, constituye precisamente la hipótesis del presente trabajo, cuyo objetivo es conocer los efectos de un eventual incremento de los desechos urbanos.

BIBLIOGRAFIA

- Abel PD. 1989. Water Pollution Biology. J. Wiley & Sons. New York: 231 p.
- Abreu PC, C Hartmann & C Oderbrecht. 1995. Nutrient-rich saltwater and its influence on the Phytoplankton of the Patos Lagoon Estuary. Southern Brazil. Estuar. Coast. and Shelf Science 40: 219-229
- Cardezo MJ. 1989. Caracterización de la fauna macrobentónica de la Laguna de Rocha (Uruguay). Tesis de Licenciatura. Facultad de Humanidades y Ciencias, Montevideo: 95 p.
- Carrick HJ & RL Lowe. 1988. Response of Lake Michigan Benthic Algae to in situ Enrichment with Si, N, and P. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 271-279
- Conde D, S Bonilla, L Aubriot, R de León & W. Pintos (en prensa) Relative contribution of planktonic and attached microalgae biomass in a eutrophic coastal lagoon of Southamerica. Hydrobiologia.
- Flothmann S & I Werner. 1992. Experimental eutrophication on an intertidal sandflat: effects on microphytobenthos, meio- and macrofauna. In Colombo G, I Ferrari, VH Ceccherelli & R Rossi (eds.) Marine Eutrophication and Population Dynamics. 25 European Marine Biology Symposium. Univ. Ferrara. Olsen & Olsen, Fredensborg: 93-100
- Hecky RE & P Kilham. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. Limnol. & Oceanogr. 33: 796-822
- Hershey AE. 1992. Effects of experimental fertilization on the benthic macroinvertebrate community of an arctic lake. J. N. Am. Benthol. Soc. 11: 204-217
- Istvánovics V, L Voros, S Heroek, LG Tóth & I Tátrai. 1986. Changes of phosphorus and nitrogen concentration and of phytoplankton in enriched lake enclosures. Limnol. Oceanogr. 31 (4): 798-811
- Levitan C, WC Kerfoot & WR DeMott. 1985. Ability of *Daphnia* to buffer trout lakes against periodic nutrient inputs. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 3076-3082.
- Lynch M & J Shapiro. 1981. Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. Limnol. Oceanogr. 26: 86-102.
- Margalef R. 1983. Limnología. Omega, Barcelona:1010
- Maughan JT & CA Oviatt. 1993. Sediment and benthic response to wastewater solids in a marine mesocosm. Water Environment Research 65: 879 - 889.
- Moss B. 1980. Ecology of freshwaters. Blackwell. Oxford: 332 p.
- Mundie JH, KS Simpson & CJ Perrin. 1991. Responses of Stream Periphyton and Benthic Insects to Increases in Dissolved Inorganic Phosphorus in a Mesocosm. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 2061-2072
- Nowicki, BL & CA Oviatt. 1990. Are estuaries traps for anthropogenic nutrients? Evidence from estuarine mesocosms. Mar. Ecol. Prog. Ser. 66 (1-2): 131-146
- Oviatt CA. 1993. Biological considerations in marine enclosure experiments: Challenges and revelations. 6. Interdisciplinary Conf. on Natural Resources Modeling and Analysis, (Rome, Italy), Ministerio Agricoltura e Foreste, Rome Italy. Lab. Cent. de Idrobiologia.

- Oviatt C, P Doering, B Nowicki, L Reed, J Cole & J Frithsen. 1995. An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 116 (1-3): 171-179
- Pintos W, D Conde, R de León, MJ Cardezo, A Jorcin & R Sommaruga. 1991. Some Limnological Characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). *Rev. Brasil. Biol.* 51 (1): 79-84.
- Redfield AC. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Amer. Sci.* 46: 205-221
- Riemann B, TG Nielsen, SJ Horsted, P Koefoed-Bjoernsen & J Pock-Steen. 1988. Regulation of phytoplankton biomass in estuarine enclosures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 48 (3): 205-215
- Rivière J. 1976. Les méthodes générales d'épuration des eaux résiduaires. En Pesson P. (ed.). *La Pollution des Eaux Continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques.* Gauthier-Villars. Paris: 285 p.
- Ryding SO & W Rast. 1992. *El Control de la Eutrofización en Lagos y Pantanos.* UNESCO - Pirámide. Madrid: 375 p.
- Rysgaard S, N Risgaard-Petersen & NP Sloth. 1996. Nitrification, denitrification, and nitrate ammonification in sediments of two coastal lagoons in southern France. *Hydrobiologia* 329 (1-3): 133-141
- Sardá R, K Foreman & I Valiela. 1992. Controls of benthic invertebrate populations and production of salt marsh tidal creeks: experimental enrichment and short- and long-term effects. En Colombo G, I. Ferrari, VH Cecherelli & R. Rossi (eds.) *Marine eutrophication and population dynamics.* 25th. European marine biology symposium. Univ. of Ferrara. Olsen & Olsen, Frensborg: 85-91
- Schiewer U. 1997. Design, experiences and selected results of meso- and microcosm experiments in shallow coastal waters 1981/95. Rostock. *Meeresbiolog. Beitr.* 5: 37-51
- Schindler DW. 1975. Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 3221-3231.
- Smith W, VR Gibson, LS Brown-Leger & JF Grassle. 1979. Diversity as an indicator of pollution: cautionary results from microcosm experiments. En Grassle JF, GP Patil, W Smith & C Taillie (eds.) *Ecological Diversity in Theory and Practice.* Internat. Cooperative Publ. House. Burtonville, Maryland: 269-277.
- Sommaruga R & W Pintos. 1991. Laguna de Rocha. En LBRI/ILEC (eds.). *Data Book of World Lake Environments. A Survey of the State of World Lakes.* ILEC - UNEP. Otsu: 7 pp.
- Stromberg JO. 1997. Human influence or natural perturbation in oceanic and coastal waters - can we distinguish between them? *Hydrobiologia* 352: 181 - 193.
- Taylor D, S Nixon, S Granger & B Buckley. 1995. Comparative impacts of nutrient enrichment of shallow and deep coastal marine systems. Second Annual Marine and Estuarine Shallow Water Science and Management Conference. Philadelphia, PA. US-EPA: 34
- Taylor DI, Nixon SW, Granger SL, Buckley BA. 1995a. Nutrient limitation and the eutrophication of coastal lagoons. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 127 (1-3): 235-244
- Taylor DI; Nixon SW; Granger SL; Buckley BA; McMahon JP; Lin HJ. 1995b. Responses of coastal lagoon plant communities to different forms of nutrient enrichment - a mesocosm experiment. *Aquat. Bot.* 52 (1-2): 19-34
- Taylor D, S Nixon, S Granger & B Buckley. 1995c. Impacts of different forms of nutrients on the roles of coastal lagoons as nutrient sources or sinks - A mesocosm study. *Ophelia* 42: 353-370
- Valdes D & E Real. 1994. Flujos de amonio, nitrito, nitrato y fosfato a través de la interfase sedimento-agua, en una laguna tropical. *Cienc. Mar.* 20 (1): 65-80

DISCUSION GENERAL

Para estudiar la calidad de agua en los afluentes de la laguna de Rocha a través del zoobentos, es preciso diferenciar primero los factores naturales capaces de enmascarar los efectos de la contaminación. La granulometría similar dentro de cada uno de los arroyos permite comparar las comunidades entre zonas sometidas a diferente impacto. En cambio, el gradiente de salinidad determina comunidades bentónicas en las desembocaduras similares a las de la laguna y diferentes a las demás estaciones.

La diversidad, naturalmente baja en el sedimento fino y homogéneo de estos arroyos, no refleja el gradiente de contaminación. Sólo en las condiciones extremas del verano, las estaciones receptoras de vertidos presentan una menor diversidad (Giani 1984, Arocena 1996). La de La Paloma presenta los menores valores de pH y oxígeno y los mayores niveles de nutrientes, aunque sin llegar a indicar una contaminación extrema. En esta estación la abundancia bentónica aumenta en los meses cálidos, debido principalmente a *Chironomus*, característico de aguas eutróficas y contaminadas (González & García 1984) y oligoquetos tubificidos, cuya mayor abundancia relativa es indicadora de contaminación orgánica (Giani 1984, Rutt *et al.* 1993, Petridis 1993).

Por el contrario, una comunidad similar a las de control, refleja la falta de vertidos puntuales aguas arriba. El arroyo Rocha no muestra un claro efecto de la contaminación orgánica, a pesar de la alta abundancia relativa de oligoquetos, especialmente *Aulodrilus*. Su importancia relativa indica cierto estado de eutrofización (Brinkhurst & Cook 1974) que no es directamente deducible de las concentraciones de N y P. Allí el impacto del saneamiento urbano estaría amortiguado por el monte ripario (Richards *et al.* 1993, Delong & Brusven 1998). En cambio, las condiciones desfavorables en el arroyo La Paloma, se relacionan no sólo con los aportes y la menor y más homogénea granulometría, sino también con la ausencia total de monte ripario.

De acuerdo con los resultados obtenidos en diferentes condiciones hidrológicas, los aportes actuales de nutrientes y materia orgánica de estos ríos a la laguna no parecen ser demasiado importantes. Sin embargo, cualquier aumento de los mismos puede afectar la laguna, por lo que además del control de los vertidos puntuales y difusos, es aconsejable preservar el monte ripario en los sistemas fluviales de la región, donde ha sido severamente afectado por la actividad agrícola y ganadera.

Las lagunas costeras están dominadas por sus rasgos físicos, como el régimen de apertura de la barra, el viento y la mezcla de sus aguas diferentes (Lasserre 1979, Kjerfve & Magill 1989). Su poca profundidad y extensa superficie resulta en una alta exposición a las fuerzas meteorológicas. Así, las variaciones de temperatura del agua reflejan las del aire (Barnes 1980), y los vientos a que están frecuentemente sometidas, provocan un oleaje que mezcla toda la columna de agua (Day *et al.* 1989).

El clima en Uruguay presenta cambios frecuentes y pronunciados en cualquier época del año (Severova 1997). La temperatura del agua en la laguna siempre estuvo muy próxima o dentro del rango de la del aire y si bien sigue un patrón estacional, también presenta fuertes fluctuaciones diarias. La resuspensión del sedimento, en función de la altura de ola, sería máxima con los vientos fuertes (40-70 km/h) pero menos frecuentes del S y mínima la mayor parte del tiempo en que soplan del N y NE (40% de las horas).

Según Kjerfve & Magill (1989) las características de las lagunas obstruidas, como la de Rocha, dependen del tamaño y forma de la boca que las comunica con el océano. El régimen de apertura y cierre de la misma gobierna la profundidad del agua, sus patrones de circulación y tiempo de renovación, y asegura el intercambio biológico (UNESCO 1981).

La barra arenosa de la laguna de Rocha se abre con más frecuencia en junio y agosto, aunque el régimen es sumamente variable (Ayup 1983a). Sin embargo, entre 1987 y 1995, se abrió generalmente en abril o mayo

y cerró en octubre o noviembre, siguiendo un patrón estacional similar a la evapotranspiración, determinante del caudal hídrico. Ambos estados presentan una frecuencia promedio de 2 veces por año y se prolongan entre 1 y 5 meses, aunque el tiempo total en que está abierta es 1.5 veces mayor al que está cerrada. Dentro de este período, el régimen de la barra muestra un desplazamiento hacia una fecha cada vez más tardía, coincidente con el atraso observado en la temperatura del aire y constatado últimamente en la llegada de las estaciones.

Alternan por lo tanto dos estados ecológicos diferentes. Durante un tiempo algo mayor, con temperaturas más bajas, el agua es más profunda y circula desde los afluentes hacia el océano. Su conductividad es baja y el material en suspensión -principalmente inorgánico- es elevado, debido a los aportes fluviales. Cuando el caudal disminuye, baja el nivel de la laguna e ingresa agua oceánica, aumentando la conductividad y disminuyendo los sólidos suspendidos poco antes de cerrarse la barra.

Cuando el caudal hídrico disminuye, el nivel de la laguna desciende y la barra permanece cerrada. En esta etapa, la mezcla del agua y la resuspensión del sedimento dependen principalmente de los vientos. La mayor temperatura e irradiación solar favorecen la producción primaria durante el día y la descomposición durante la noche, determinando fuertes fluctuaciones en el oxígeno disuelto. Según Lasserre (1981) la interrupción de estos periodos estables por fuertes lavados con un agua diferente, produce estrés y desorden. La laguna de Rocha se caracteriza por su rápido lavado hacia el océano después de fuertes crecidas y una alta variación del nivel de agua (Conde *et al.* en prensa). Ambas fases suelen verse interrumpidas por cortos periodos en que cambia el estado de la barra, resultando en una importante variabilidad física del sistema.

Odum (1972) caracteriza los estuarios templados -incluyendo las lagunas costeras-, por estos subsidios físicos, que hacen de ellos sistemas fértiles pero también vulnerables. El mayor subsidio son los aportes de las aguas continentales, que pueden provocar su eutrofización, mientras la pérdida de material hacia el mar la previene (Yáñez Arancibia 1987).

La alta variabilidad de las principales formas de nutrientes en la laguna se explica por su dinámica siempre cambiante, con aportes de agua de distinto origen, vientos y nivel de agua también cambiantes. Estos factores ambientales parecen determinar las características físico-químicas del agua, y hacen probablemente poco relevante los componentes biológicos en la organización del ecosistema. Las poblaciones lagunares suelen mantenerse debajo de la capacidad de carga de su hábitat, y los procesos denso-dependientes no serían críticos en la estructuración de las comunidades (Barnes 1994).

El estudio experimental de la eutrofización en la laguna de Rocha requirió del desarrollo de mesocosmos adecuados a la presencia de fuertes vientos, corrientes y variaciones del nivel de agua. Aunque el diseño final de los limnocorrales no es totalmente satisfactorio, se acerca a la resolución de un instrumento que puede facilitar el desarrollo de la limnología experimental en estos ambientes. El método propuesto permite determinar en condiciones casi naturales, la respuesta de un sistema sometido a eutrofización u otro tipo de impacto.

Sus dimensiones permiten un fácil transporte e instalación sin necesidad de mecanismos especiales, a la vez que la extracción de un gran número de muestras, la penetración de la luz hasta el fondo del agua y la minimización del efecto pared. Las mallas de hierro son estructuras de sostén adecuadas por su alta resistencia y duración. También es sencillo su armado en el lugar para formar un cilindro del diámetro que se desee. De ser necesario, es posible instalar un sistema de agitación sencillo y de bajo costo como el aquí ensayado, pero con un rotor más pequeño y que permita ajustar su velocidad en el lugar.

La pared de fibra de vidrio resulta sumamente frágil. El nylon térmico ofrece mayor resistencia que el polietileno común a pesar de su menor espesor, pero los corrales de una chapa son los más duraderos. La

contaminación con hierro puede ser controlada durante cierto tiempo si las chapas son pintadas con antióxido y esmalte para uso marino, y recubiertas con nylon por dentro y por fuera. El bajo costo y fácil recambio del material en caso de desgaste o desarrollo excesivo de perifiton, son otras ventajas adicionales.

Las características del agua y los sedimentos, así como sus comunidades son en general similares en los distintos corrales y en la laguna, lo que los valida como sistemas experimentales para estudios a mediano plazo. Si bien la luz sufre cierta reducción, la transparencia de Secchi es igual afuera y adentro. Las pequeñas diferencias de oxígeno, tanto verticales dentro de los corrales, como entre éstos y la laguna, no llegan a alterar el nivel de oxigenación, y la falta de estratificación térmica indica una buena mezcla del agua.

Durante algunos minutos, el agua confinada de los corrales puede experimentar un aumento de temperatura mayor que en el exterior. Esto debe tenerse en cuenta si se desea realizar experimentos a muy corto plazo, pero no afecta los de mayor duración como los realizados en este trabajo. Asimismo, los corrales pueden demorar en responder a los fuertes cambios de conductividad propios del sistema, porque el agua debe trasladarse a través del sedimento hasta igualar ambos medios (Smetacek *et al.* 1976).

El predominio dentro de los corrales de las formas de nutrientes particuladas sobre las disueltas, sugiere una mayor asimilación, tal vez debida al efecto pared. Sin embargo, la falta de diferencias significativas entre sitios y la ausencia de un desarrollo importante del perifiton indican la poca relevancia de tal efecto. Tampoco se produce una acumulación de nutrientes como ocurre en otros sistemas cerrados (Notini *et al.* 1977). La ausencia de diferencia apreciable entre los sólidos suspendidos de los corrales y del ambiente externo, indica una agitación suficiente para evitar un aumento en la tasa de sedimentación (Farke *et al.* 1994).

Lund (1972) e Istvánovics *et al.* (1986) encontraron una composición del fitoplancton en sus corrales similar a la del agua abierta, pero con diferentes abundancias por especie. Otros mesocosmos en cambio, experimentaron un aumento de las floraciones (Lacaze 1971, Pitta *et al.* 1995). La similitud entre el fitoplancton de los corrales y la laguna de Rocha, indica una falta de incidencia de estas estructuras en la composición de la comunidad. La única diferencia se debió a la resuspensión del sedimento por el agitador, el que fue inmediatamente retirado. Por el contrario, el zooplancton desarrolla ciertas diferencias que se incrementan con el tiempo de aislamiento.

Los parámetros abióticos investigados en el sedimento no presentan diferencias entre corrales. Su baja variabilidad determina una distribución homogénea de los organismos, excepto *Heleobia australis* que con una distribución contagiosa, fue el único con diferencias significativas entre los corrales. A diferencia del zooplancton, el zoobentos no cambia su composición y abundancia por la presencia de los corrales, tal vez por su mayor tiempo de vida y menor movilidad.

Las dificultades de las estructuras ensayadas para resistir los fuertes vientos y corrientes, impidieron el uso de réplicas en el experimento de fertilización, el que debió realizarse en un solo limnocorral tratado y otro de control, perdiéndose una de las ventajas de los mesocosmos. Sin embargo, aunque no se pueda probar estadísticamente que las respuestas obedecen a la fertilización, se puede determinar si existen diferencias significativas y realizar inferencias a partir de ello (Hershey 1992).

El experimento debe separarse en dos etapas, una antes y otra después de la crecida. Los cambios producidos en la primera obedecen a la introducción de nutrientes. La crecida permite conocer la influencia de una fuerte perturbación física, que es común en estas lagunas, sobre el sistema tanto en condiciones normales como de eutrofización.

Antes de la perturbación, la fertilización produce un aumento del fósforo disuelto, cambiando el factor limitante del P (Pintos *et al.* 1991) al N. El contenido de MO del sedimento no se incrementa, tal vez porque el

microfitobentos contribuye muy poco a la misma (Flothmann & Werner 1992). Sin embargo, hay un aumento relativo del contenido de P, que reflejaría la precipitación inorgánica del PO_4 añadido, debido al CaCO_3 de los sedimentos (Sommaruga & Conde 1990, Valdés & Real 1994).

Durante el experimento los menores contenidos de agua, MO, N y P en el sedimento de los corrales, indicarían que su aislamiento más prolongado que en las evaluaciones previas, habría impedido los aportes de materia orgánica que se daban en su exterior, como también lo muestra su menor proporción de materia orgánica en suspensión.

Entre las respuestas a la eutrofización suele señalarse un cambio de comunidades dominadas por macrófitas a otras dominadas por algas oportunistas (McClelland & Valiela 1998, Kinney & Roman 1998), así como una mayor importancia de la trama trófica microbiana, que se inicia con la descomposición de la materia orgánica en los sedimentos (Contreras & Garcia-Nagaya 1991, Schiewer 1998). En mesocosmos enriquecidos, se encontró acumulación de fitodetritus fresco, incrementos en la abundancia del zoobentos y cambios en su composición (Widbom & Frithsen 1995, Blumenshine *et al.* 1997).

En la laguna de Rocha las macrófitas están limitadas a un cinturón litoral de juncos *Schoenoplectus californicus* (Conde *et al.* en prensa), y no se advirtieron signos de una descomposición aumentada en el sedimento, aunque el cambio registrado en la fauna bentónica sugiere un incremento de las algas, las cuales no fueron estudiadas.

Según Heip (1995), dependiendo de la cantidad de materia orgánica que llega a los sedimentos, se pasaría por tres estadios sucesivos en el zoobentos: 1) leve aumento en biomasa sin cambios importantes en la composición específica, 2) fuerte aumento en biomasa total y de las especies oportunistas, y 3) desaparición del zoobentos. En el presente experimento se habría alcanzado la segunda etapa, ya que la fertilización aumentó el número de individuos del zoobentos, y los poliquetos detritívoros fueron sustituidos por quironómidos herbívoros.

En estos sistemas someros y turbios, el fitoplancton es menos relevante que los demás productores primarios (Day & Yáñez Arancibia 1982). En la laguna de Rocha el microfitobentos, con mucho mayor contenido de clorofila *a*, sería más importante que el fitoplancton (Conde *et al.* en prensa). La fertilización y el mayor tiempo de residencia del agua en los corrales, habría favorecido al fitoplancton, que estaría disponible para los quironómidos, los que terminan por desplazar a los poliquetos.

Con la aparición de los quironómidos representados por tres géneros, y de otros organismos como *Caenis* y *Ephydra*, se incrementa la diversidad en el corral tratado, en contra del principio general según el cual la contaminación, incluida la eutrofización, conduce a disminuir la diversidad. Esta es naturalmente baja en las lagunas, debido a la homogeneidad del sustrato y a las altas exigencias ambientales (Odum 1972) y es posible que una contaminación moderada la incremente en vez de abatirla.

Durante la crecida se incrementan los sólidos inorgánicos suspendidos, disminuyendo la transparencia del agua, así como los contenidos de agua y materia orgánica en el sedimento. El P y N del agua también se incrementan, al igual que la relación N:P, debido al aporte continental. Posteriormente los sólidos suspendidos disminuyen conforme ocurre la intrusión salina y aumentan el NH_4 , P y N orgánicos, tal vez debido a una muerte masiva. Si bien la biota tolera una gran variabilidad ambiental, los frecuentes eventos catastróficos como grandes tormentas pueden producir mortandades debido al depósito de sedimentos o a prolongados cambios de salinidad, oxígeno o temperatura (Barnes 1994). Al mes de la crecida, tanto la densidad como la riqueza del zoobentos disminuyen en los corrales, pero la primera aumenta en la laguna sugiriendo una recolonización que habría sido impedida por las paredes de los corrales.

El efecto de la eutrofización en el zoobentos de la laguna de Rocha no se mantiene por mucho tiempo debido a su capacidad de autodepuración. Esta radica en las fuerzas físicas que dominan la laguna y le confieren una dinámica siempre cambiante. En consecuencia, la eutrofización no es actualmente un problema en la laguna, pero los resultados obtenidos sugieren que en caso de ser alterados los factores hidrológicos por ejemplo con intervenciones en los afluentes o en la barra, aumentaría la vulnerabilidad del sistema y la eutrofización pasaría a ser un problema potencial en este ambiente.