

ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE ROTÍFEROS PLANCTÓNICOS EN DOS LAGUNAS PAMPÁSICAS: SIMILITUDES Y DIFERENCIAS¹

D. ARDOHAIN², H. BENÍTEZ³, M. CLAPS⁴ & N. GABELLONE⁴

Instituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet", Av. Calchaquí km 23,5 (1888) Florencio Varela
martin@ilpla.edu.ar

ABSTRACT

The structure and dynamic of planktonic rotifers were analysed in successive years in two shallow lakes (Lacombe and San Miguel del Monte) with different hydrological characteristics and aquatic macrophytes. Lacombe is characterized by the absence of tributaries, its small area and the presence of central annular stands of emergent macrophytes (*Scirpus californicus*) that reduce the open water sector. In this lake, during the study colonization by submerged macrophytes occurred and an extensive clear water period was detected. San Miguel del Monte has two affluents and the emerged macrophytes (*S. californicus*) are observed in some littoral sectors. Two sampling stations were located in both lakes: one at the deeper part of the lake and the other in a sector with emergent macrophytes. Spatial-temporal changes of planktonic rotifers in the water column were examined. The perennial species found in these shallow lakes are considered to be common in eutrophic waters, eurytopic, and are widely distributed. The 59% of total species richness were common to both environments. The minor number of species recorded in Lacombe could be related to the structure of the egg banks in sediments and the impossibility of certain species to colonize from other water bodies. The occurrence of submerged macrophytes (*Potamogeton pectinatus* and *Myriophyllum quitense*) in Lacombe favoured the presence of numerous periphytic species of Trichocercidae and Lecanidae in the open water sector. Records of some species (*Brachionus havanaensis*, *B. plicatilis*, *Hexarthra fennica*, *Keratella cochlearis*, *Notholca acuminata* and *N. squamula*) were related to their temperature or salinity preferences. Two rotifer peaks were recorded in Lacombe: one in later spring-early summer and other in autumn, whereas in San Miguel del Monte occurred in spring and early summer. In particular occasions during these seasons, the rotifer abundance diminished related to abundant local rainfall that stressed rotifer populations.

Key words: rotifers, plankton, pampasic shallow lakes, temporal variations, causes.

INTRODUCCIÓN

Los rotíferos planctónicos cumplen un papel significativo en las cadenas tróficas de lagos someros ya que alcanzan abundancias muy elevadas y se alimentan tanto de algas como de bacterias, flagelados y ciliados

(Arndt, 1993; Shao *et al.*, 2001). Su densidad está controlada mayormente por la depredación y la limitación en la concentración del alimento, aunque ciertos factores abióticos como la temperatura y el pH son importantes en la dinámica de las poblaciones (Armengol *et al.*, 1998; Devetter, 1998;

¹ Contribución Científica N° 782 del Instituto de Limnología «Dr. R. A. Ringuelet»

² Becario UNLP

³ Becario CONICET

⁴ Investigador CONICET

Pere Legaspi & Rico Martínez, 1998; Akbulut, 2000). La gran mayoría son considerados estrategias «r» aunque, por ejemplo, especies del género *Keratella* responden a una estrategia «k». A menudo, los cladóceros planctónicos que son sus competidores directos por el alimento tienen una tasa de crecimiento mayor pero responden más tardíamente a los cambios en el tipo de alimento presente, por lo que los rotíferos los aventajan en la explotación de nuevas fuentes de alimento (Walz, 1987).

Los estudios que incluyen a los rotíferos planctónicos de las lagunas pampásicas son escasos a pesar de su importancia debida al número de especies involucradas y a su abundancia (Boltovskoy *et al.*, 1990; Gabellone *et al.*, 2001; Benítez & Claps, 2000; Claps *et al.*, 2002; 2004).

Se ha considerado importante en una primera etapa analizar en forma comparativa las taxocenosis presentes en lagunas con características limnológicas diferentes. Esta información se integrará con la que se obtenga en otros ambientes y, de esta manera, se podrán establecer patrones de distribución de especies y rangos de tolerancia a factores abióticos (que en el caso de los rotíferos suelen ser tan importantes como los bióticos) como paso previo a una caracterización de los ambientes a partir de las asociaciones registradas (Whitman *et al.*, 2004).

Area de estudio

La laguna Lacombe se encuentra localizada en el partido de Chascomús (35° 55' S - 58° 65' O), con una superficie aproximada de 130 ha, una longitud máxima de 1.750 m (sentido N-S) y un ancho máximo de 1.500 m. Su perímetro es de 5,6 km y la profundidad máxima alcanzada durante el período de muestreo fue de 2,5 m. Se trata de una laguna somera de características arreicas que suele presentar gran desarrollo de macrófitas tanto emergentes como sumergidas, entre

las que se destacan *Scirpus californicus*, *Potamogeton pectinatus* y *Myriophyllum quitense*.

La laguna de San Miguel del Monte forma parte de un sistema de lagunas encadenadas situadas al NE de la Provincia de Buenos Aires (35° 27' 30" S - 58° 48' O). La cubeta tiene una superficie de 655 ha y un perímetro de 12,8 km (Dangavs, 1973). Posee dos afluentes permanentes, siendo el más importante el arroyo Totoral. La laguna presenta una compuerta para impedir su conexión natural con la laguna Las Perdices. Los sectores litorales de la laguna exhiben desarrollo de juncuales. La entrada de agua proveniente del río Salado sólo se produce con caudales elevados del río debido a la insuficiente pendiente regional.

MATERIAL Y MÉTODOS

En ambas lagunas se extrajeron muestras duplicadas de zooplankton en un perfil vertical de cinco niveles en el sector de agua libre mientras que en un sector colonizado por *S. californicus* se efectuó un muestreo por niveles en la laguna Lacombe e integrado en la de Monte. En Lacombe el período de muestreo correspondió al ciclo anual de Julio 2001- Junio 2002, mientras que en Monte el estudio se realizó en el período Agosto 2002- Julio 2003.

Las réplicas fueron extraídas mediante bomba sumergible, filtrando 100 litros de agua por una red de 35 µm de abertura de malla y fijadas con formol al 5 %. En forma simultánea se registraron varios parámetros físico-químicos del agua (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto y su porcentaje de saturación, turbidez) mediante un sensor múltiple. La transparencia fue determinada mediante un disco de Secchi. Se extrajeron muestras de agua para análisis de nutrientes, polifenoles solubles y clorofila «a».

Para la determinación de la concentración de fósforo total se utilizó el

método del molibdato amónico con una digestión previa con persulfato de potasio y ácido sulfúrico, mientras que para la de los polifenoles solubles el método del reactivo Folin Ciocalteu-carbonato tartrato. La concentración de clorofila «a» se midió espectrofotométricamente y se utilizó la fórmula de Lorenzen (APHA, 1995).

El análisis cuantitativo de los rotíferos (ind./l) se realizó en cámaras de Sedgwick-Rafter y para la identificación específica se utilizaron los trabajos de Koste (1978) y Segers (1995).

Los resultados de la densidad de esta fracción zooplanctónica se expresaron como promedio en las estaciones de muestreo en las cuales se realizó una discriminación de estratos en la columna de agua (cinco niveles).

Se efectuaron correlaciones simples entre la densidad de las especies más destacadas y varios parámetros físicos y químicos ($P=0,05$).

RESULTADOS

En Lacombe, durante el período de muestreo la conductividad mostró una disminución paulatina desde valores superiores a los 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta alcanzar los 1.294 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Asimismo, se observó un aumento en la transparencia del agua desde mínimos de 0.30 m

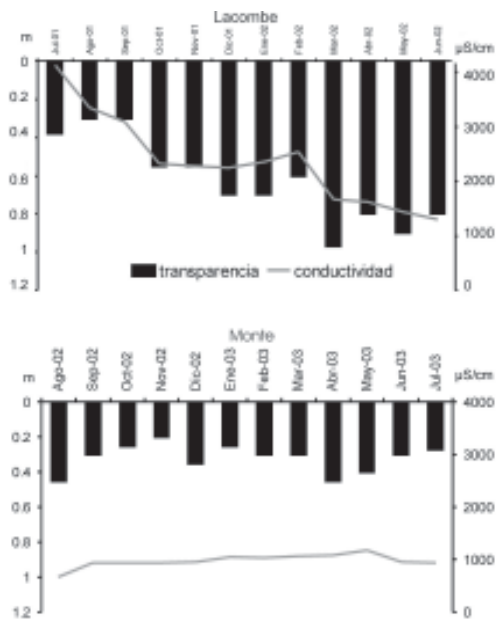


Figura 1. Variación anual de la transparencia (m) y la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en el sector de agua libre de ambas lagunas.

al inicio del período de estudio hasta valores cercanos a 1 m durante el otoño de 2002. En Monte, en todo el período de muestreo la conductividad no superó los 1.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la transparencia fue inferior a 0,50 m (Figura 1).

En Lacombe la temperatura fluctuó entre 9,7 (Julio 2001) y 27,9 °C (Enero 2002), mientras que en Monte el mínimo fue 7,65 (Junio 2003) y el máximo 30,7 °C (Enero 2003) (Tabla 1). En ambas lagunas no se registraron

Tabla 1. Algunas características físicas, químicas y biológicas de las lagunas de Monte y Lacombe durante el período de muestreo. Entre paréntesis se incluyen los valores mínimos y máximos.

	Monte		Lacombe	
	Promedio	desvío estándar	Promedio	desvío estándar
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	992,0 (796,0 - 1.173,0)	108,4	2356,0 (1.294,0 - 4.124,0)	836,2
Oxígeno disuelto (mg/l)	8,7 (6,3 - 11,0)	1,6	8,6 (6,3 - 10,7)	1,4
Turbidez (NTU)	78,8 (23,0 - 112,0)	29,5	48,0 (12,0 - 135,0)	41,2
Temperatura (° C)	17,6 (7,7 - 28,6)	7,0	17,1 (9,9 - 25,6)	5,6
pH	8,3 (7,3 - 9,5)	0,6	9,7 (8,6 - 10,3)	0,4
Fósforo Total ($\mu\text{g}/\text{l}$)	384,0 (210,0 - 560,0)	110,0	252,0 (101,0 - 546,0)	139,0
Sólidos suspendidos (mg/l)	66,0 (19,0 - 130,0)	35,7	28,4 (6,2 - 100,3)	32,2
Polifenoles disueltos (mg/l)	2,2 (1,1 - 4,4)	0,9	0,3 (0,1 - 1,4)	0,4
Clorofila «a» (mg/m^3)	28,0 (2,0 - 62,0)	16,9	23,0 (6,9 - 42,6)	11,5

diferencias térmicas significativas entre los sitios de muestreo establecidos.

En Lacombe, las aguas son alcalinas (pH promedio: 9.8) y sin déficit de oxígeno disuelto (nunca inferior al 50% de saturación de oxígeno). En Monte el pH fluctuó entre 7.29 y 9.54 (Tabla 1). La concentración de oxígeno disuelto en Monte fue muy baja en el sector colonizado por vegetación emergente en dos ocasiones de muestreo (0.1 mg/l en Mayo 2003 y 3.74 mg/l en Julio de 2003).

La concentración promedio de fósforo total fue mayor en la laguna de Monte aunque ambas lagunas presentaron valores máximos similares (Tabla 1).

La turbidez en Monte estuvo relacionada principalmente con la presencia de sólidos suspendidos, ya que la biomasa del fitoplancton fue poco relevante. En Lacombe, los valores de turbidez solamente fueron elevados al inicio del período de estudio por la pre-

sencia de abundantes algas fitoplanctónicas y sólidos en suspensión (Tabla 1).

La concentración de polifenoles disueltos fue notoriamente superior en la laguna de Monte, probablemente vinculada a actividades antrópicas que se desarrollan en su cuenca. (Tabla 1).

En ambas lagunas, la concentración promedio de clorofila «a» fue baja (Tabla 1). En el sector de agua libre de Lacombe, la clorofila presentó valores máximos en el invierno tardío-principios de primavera, con picos menores en meses de verano y otoño, observándose un patrón similar en Monte. El sector colonizado por vegetación emergente de la laguna Lacombe presentó una distribución temporal de la biomasa fitoplanctónica similar al sector de agua libre mientras que en el de Monte mostró una distribución bimodal con valores máximos en primavera y otoño (Figura 2).

En Lacombe, se identificaron 42 especies, con registro de rotíferos ex-

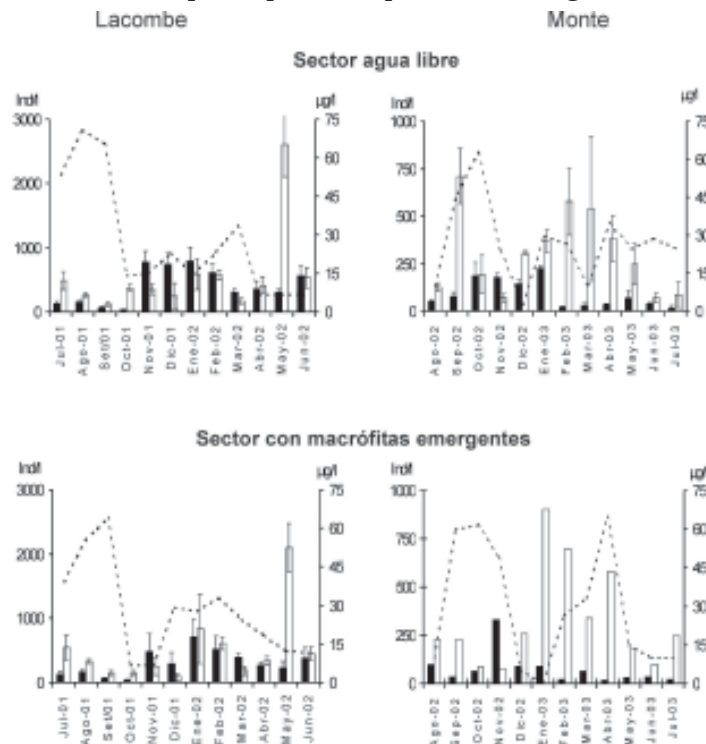


Figura 2. Distribución temporal de la biomasa fitoplanctónica ($\mu\text{g/l}$ de clorofila «a») y de las densidades promedio de rotíferos y larvas nauplii de copépodos ciclopoideos y calanoideos (barras blancas y negras respectivamente) en los sectores analizados de ambas lagunas (las barras de error representan el error promedio de la densidad en la columna de agua).

clusivos en el sector de agua libre (*Brachionus angularis*, *B. quadridentatus*, *B. patulus*, *Keratella procurva*, *Lecane arcuata*, *L. lunaris* y una especie de *Colurella*, de *Proales*, de *Trichocerca* y de *Cephalodella*) y en el sector del juncal (especies de *Cephalodella* y *Synchaeta*, *Lecane hamata*, *L. hastata*).

En Monte se reconocieron 51 especies de rotíferos, con la presencia exclusiva en el sector de agua libre de *Lecane inermis* y en el sector lindante al arroyo El Totoral de *Brachionus bidentatus*, *B. leydigi*, *Colurella colurus* y *Lecane nana*.

En la laguna Lacombe, solamente dos especies fueron perennes (*Brachionus caudatus* y *Keratella tropica*), mientras que en Monte juntamente con estas dos especies, *Keratella cochlearis* y *Polyarthra vulgaris* estuvieron presentes durante todo el ciclo anual.

En la laguna Lacombe, la familia Brachionidae presentó el mayor número de especies durante el verano y principios del otoño mientras que los representantes de la familia Lecanidae se destacaron en verano al igual que los de la familia Trichocercidae (Figura 3). En Monte, las especies pertenecientes a la familia Brachionidae siempre representaron más del 25 % del total de especies registradas. Las especies de Lecanidae y Trichocercidae se destacaron a fines del período de muestreo (Figura 3).

En Lacombe, la riqueza específica y la densidad de la taxocenosis presentaron un patrón similar en el ciclo anual sin coincidencia con el de la temperatura del agua. La densidad promedio alcanzó un valor máximo de 2.600 ind/l en Mayo de 2000, registrándose un pico marcadamente menor en el verano (en Enero, promedio en agua libres: 588 ind/l y promedio en juncal: 834 ind/l). En el resto del ciclo anual, la abundancia de la taxocenosis no evidenció diferencias significativas (Figuras 2 y 4).

En Monte, el número de especies y

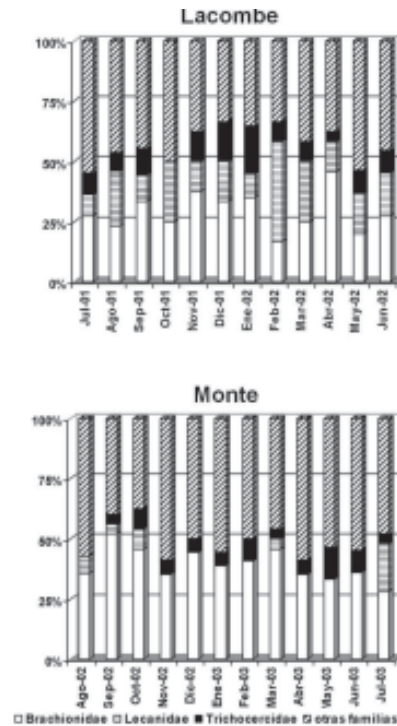


Figura 3. Representación porcentual de las principales familias de rotíferos presentes en ambas lagunas durante el ciclo anual.

la densidad de los rotíferos mostró una tendencia similar y vinculada al patrón anual de la temperatura salvo en Octubre y Noviembre, cuando la densidad de los rotíferos alcanzó valores mínimos semejantes a los meses invernales (Figuras 2 y 4).

En cuanto a la distribución espacial de la densidad total de rotíferos, en Lacombe no se encontraron diferencias significativas entre los dos sectores analizados, mientras que en Monte varios de los picos en la zona litoral y en el de agua libre no son coincidentes en el tiempo (Figura 2).

En Lacombe, la densidad promedio de los estadios naupliares de copépodos ciclopoideos y calanoideos fue superior a la de los rotíferos en varias ocasiones del ciclo anual durante la primavera tardía y verano tanto en el sector de agua libre como en la zona litoral (Figura 2). En Monte, la densidad de las larvas nauplii superó a la de los rotíferos en una única ocasión

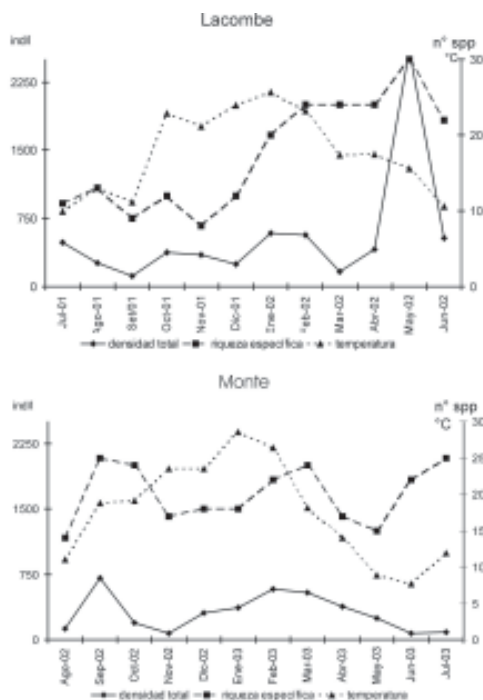


Figura 4. Variación de la densidad total y riqueza específica de los rotíferos y la temperatura en el ciclo anual de ambas lagunas.

en ambos sectores analizados (Figura 2).

En la laguna Lacombe, *B. caudatus* fue una especie perenne (rango de temperatura entre 9.8 y 23.8 °C) pero con bajas densidades (promedio: 59 ind/l en agua libre y 42 ind/l en el juncal) excepto en Mayo de 2002 cuando alcanzó su pico en el sector de agua libre (promedio: 292 ind/l) y en el juncal (promedio: 133 ind/l). No evidenció diferencias en ambos perfiles verticales como tampoco entre el sector de agua libre y el de vegetación emergente (Figura 5). En Monte, también estuvo presente durante todo el ciclo anual (rango de temperatura: 11-29 °C) aunque con una distribución espacial diferente en los sectores analizados. Se registraron las mayores densidades en primavera (promedio: 74 ind/l) y verano (promedio: 67 ind/l) en el sector de agua libre mientras que en el juncal se observó en otoño (152 ind/l) (Figura

5).

En Lacombe, *Brachionus havanensis* fue uno de los responsables del pico registrado en Enero de 2002 correlacionándose significativamente con la temperatura ($r^2 = 0,65$). Mostró preferencias por determinados estratos de la columna de agua tanto en el sector de agua libre como en el juncal (Figura 5). En Monte, estuvo presente con muy bajas densidades en verano y otoño.

Keratella tropica fue perenne en ambas lagunas. En Lacombe, sus máximas densidades se registraron en invierno en el juncal (promedio: 404 ind/l) y en primavera en el de agua libre (promedio: 279 ind/l), mientras que en Monte se observaron en verano (promedio: 254 ind/l) en el sector vecino al arroyo El Totoral (juncal). Las mayores diferencias en la distribución vertical se detectaron en Monte en primavera. Esta especie se correlacionó en forma significativa en esta laguna con la conductividad ($r^2 = -0,73$) (Figura 6).

En Lacombe, *Keratella lenzi* estuvo ausente en los meses invernales, alcanzando sus máximas densidades en otoño, siendo responsable del pico de la taxocenosis, tanto en el sector de agua libre (promedio: 862 ind/l) como en el juncal (promedio: 1.163 ind/l), cuando la conductividad alcanzó los menores valores ($r^2 = -0,72$). En Monte, tuvo escasa representatividad tanto en el sector de agua libre (máximo: 22 ind/l en Octubre) como en el colonizado por macrófitas emergentes (máximo: 10 ind/l en Octubre) (Figura 6).

Keratella cochlearis fue una de las responsables del pico registrado en Monte durante Septiembre de 2002 (promedio: 279 ind/l) en el sector de agua libre, con significativas diferencias en la distribución en el perfil vertical. Su predominio numérico también se registró en otoño (promedio: 80 ind/l) y se correlacionó en forma significativa con la conductividad ($r^2 = -0,68$).

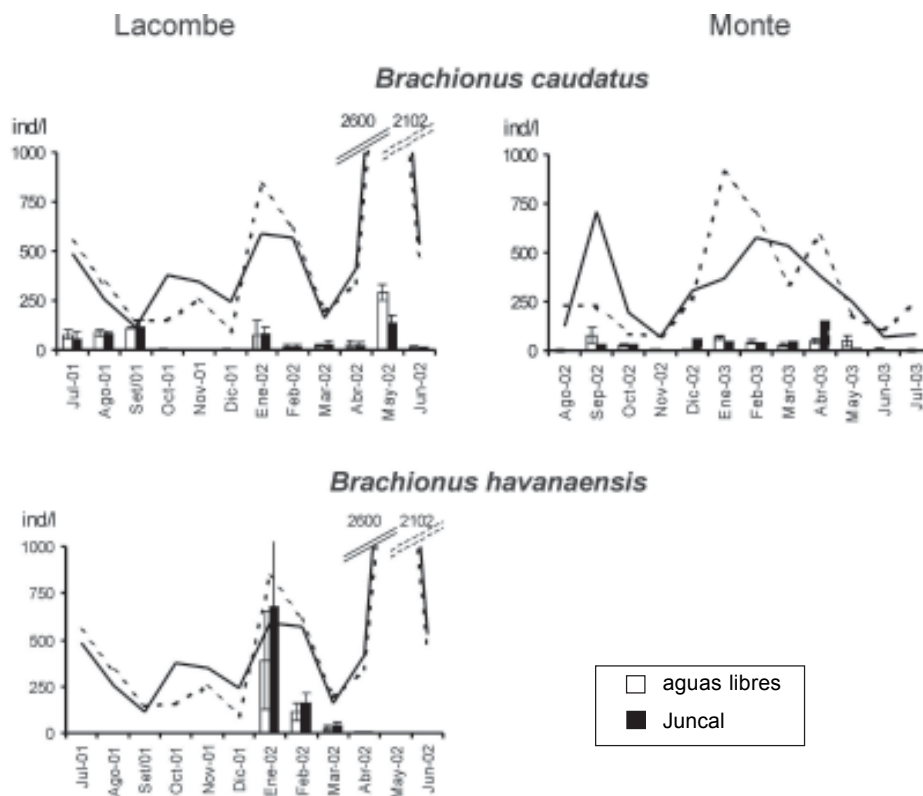


Figura 5. Distribución temporal y espacial de especies perennes y estacionales del género *Brachionus* en ambas lagunas (las barras de error representan el error promedio de la densidad en la columna de agua).

En el juncal se destacó en las mismas ocasiones pero con densidades menores. Esta especie estuvo ausente durante todo el ciclo anual en Lacombe (Figura 6).

Keratella americana estuvo presente exclusivamente en Monte con marcada preferencia por la zona de agua libre y máximas densidades en verano, correlacionándose en forma significativa con la temperatura ($r^2 = 0,59$) (Figura 6).

Polyarthra vulgaris estuvo presente en todo el ciclo anual en Lacombe, exceptuando Julio y Septiembre 2001, con máximas densidades en meses otoñales en el sector de agua libre (promedio: 257 ind/l) y en el juncal (promedio: 308 ind/l). Su distribución en la columna de agua no mostró diferencias significativas en los sectores analizados. En Monte, la especie re-

gistró una mayor abundancia en el sector de agua libre, con el pico en Marzo (promedio: 407,5 ind/l), observando preferencias por sectores determinados de la columna de agua. En el sector con vegetación emergente fue evidente su preferencia por el período estival ya que sus máximas densidades (rango: 97 - 221 ind/l) correspondieron a dicha estación climática (Figura 7).

En ambas lagunas, *Hexarthra fenica* estuvo presente en los meses estivales correlacionándose significativamente con la temperatura ($r^2 = 0,65$). Tuvo una mayor importancia numérica en el sector de agua libre de la laguna de Monte en Diciembre (promedio: 141 ind/l). En la laguna Lacombe, las mayores densidades se hallaron en el sector de juncal (108 ind/l) en Febrero (Figura 7).

En Lacombe, *Pompholyx sulcata*

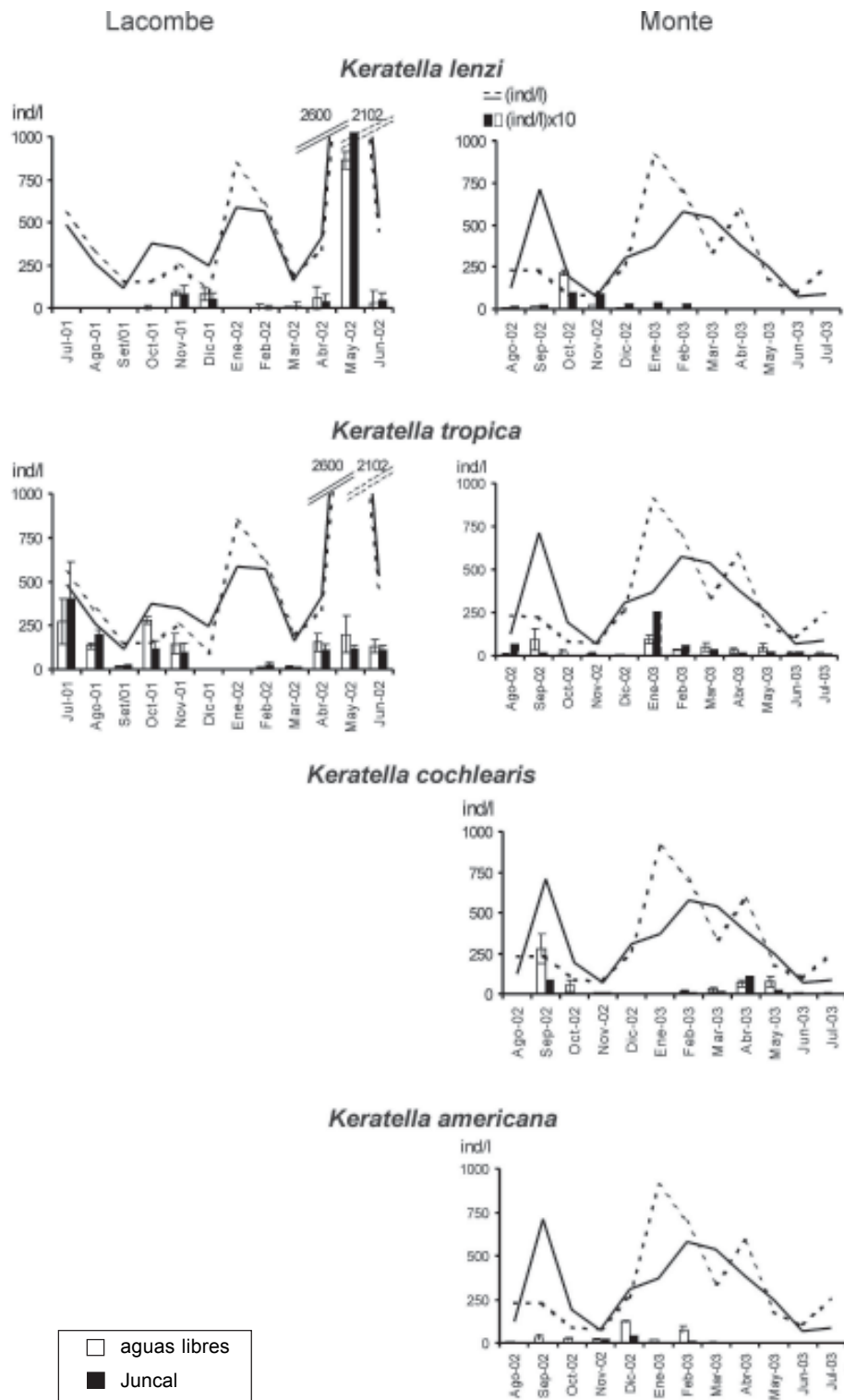


Figura 6. Distribución temporal y espacial de especies perennes y estacionales del género ***Keratella*** en ambas lagunas (las barras de error representan el error promedio de la densidad en la columna de agua).

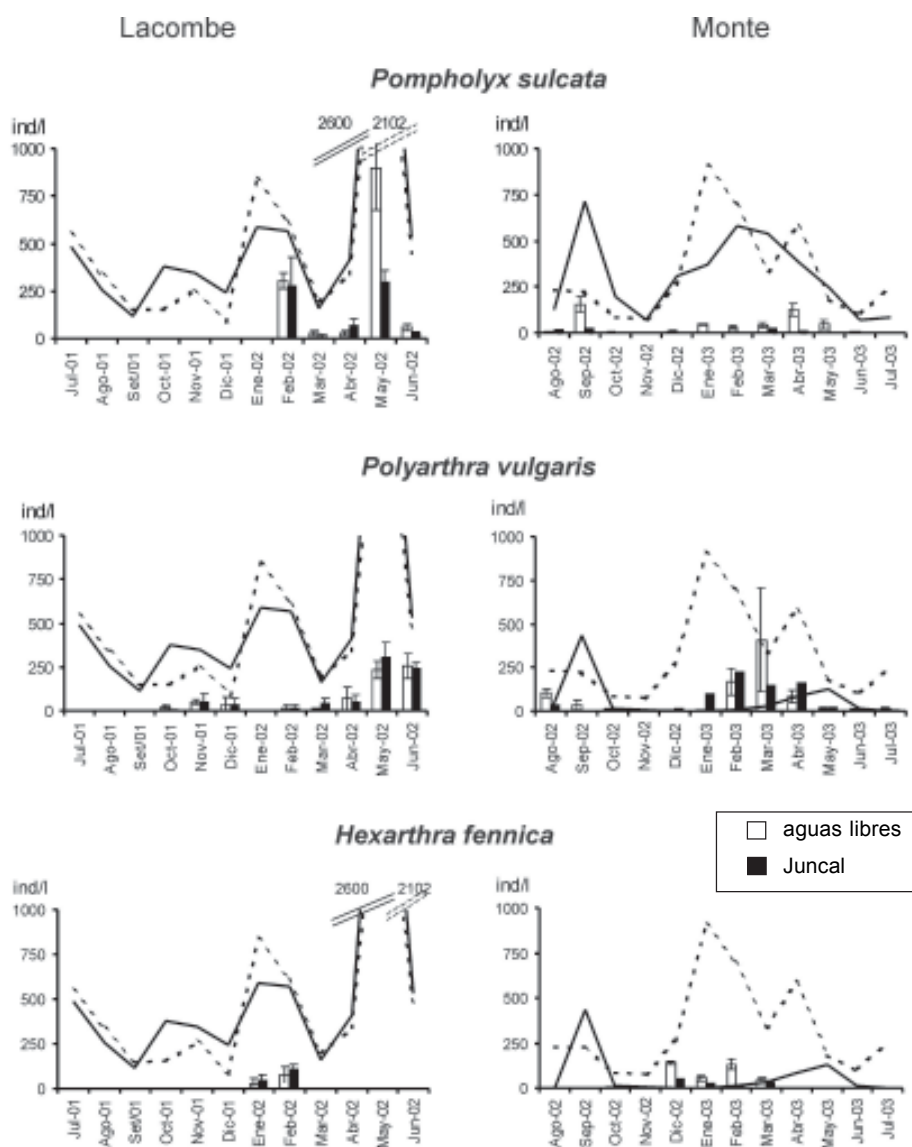


Figura 7. Especies de distribución temporal restringidas y de eventual importancia cuantitativa en ambas lagunas (las barras de error representan el error promedio de la densidad en la columna de agua).

estuvo presente en el verano tardío y otoño cuando fue una de las especies numéricamente importantes (promedio en el sector de agua libre: 303 y 896 ind/l, respectivamente). En dicha ocasión se observó una marcada preferencia por el sector de agua libre. En Monte, fue perenne en dicho sector, siendo una de las especies que contribuyó a la densidad total del grupo en

Septiembre (promedio: 152 ind/l) y Abril (promedio: 125 ind/l). Su presencia en el sector de juncal fue poco relevante (Figura 7).

DISCUSIÓN

Las especies dominantes en ambas lagunas son euplanctónicas e indi-

cadoras de condiciones meso y eutróficas (Radwan & Popiolek, 1989; Matveeva, 1991).

El número de especies de las familias Lecanidae y Trichocercidae registradas en el plancton fue mayor en la laguna Lacombe, ya que durante la mayor parte del año presentó vegetación sumergida que es el sustrato preferido por los rotíferos perifíticos (Duggan, 2001; Duggan *et al.*, 2001) y que habitualmente son aportados al agua libre (Green, 2003).

Brachionus angularis, *K. tropica* y *K. cochlearis* en ambas lagunas se comportaron como especies euritermas (Pejler & Bärziö, 1989).

Hexarthra fennica fue una especie típicamente estival en ambas lagunas ya que su presencia se registró con temperaturas superiores a los 22 °C, en coincidencia con lo mencionado por Modenutti (1998) en el río Samborombón.

Brachionus havanaensis puede ser considerada también termófila ya que solamente estuvo presente en los meses de verano con temperaturas superiores a 24° C.

En Monte, se registró la presencia de especies estenotermas del frío como *Notholca acuminata* y *N. squamula* con temperaturas inferiores a 12 °C que estuvieron ausentes en Lacombe.

Brachionus plicatilis, indicadora de salinidades elevadas, tuvo escasa importancia numérica en ambas lagunas, vinculada a la disminución de la salinidad en Lacombe y a la baja concentración de sales en Monte. Debe señalarse que en la laguna arreica esta especie fue dominante en muestreos previos cuando la conductividad superó los 4.500 µS/cm.

La presencia de *K. cochlearis* en Monte se vincula a las bajas conductividades registradas durante todo el período de muestreo, ya que es una especie con poca tolerancia a salinidades elevadas (Shao *et al.*, 2001). Aunque fue perenne, su densidad fue mayor cuando la temperatura corres-

pondía aproximadamente al óptimo para el crecimiento y longevidad de sus poblaciones (Pérez Legaspi & Rico Martínez, 1998; Ooms-Wilms *et al.*, 1999; Shao *et al.*, 2001).

Las bajas densidades registradas por *H. fennica* en ambas lagunas estarían vinculadas a la ausencia de un aumento en la salinidad esperable en el verano y que favorece el crecimiento de sus poblaciones, ya que es común que en el zooplancton no ocurra la eclosión de todos los huevos si las condiciones no son favorables y permanezcan en esa condición mucho tiempo (Stemberger *et al.*, 1996).

Las larvas nauplii de copépodos calanoideos y ciclopoideos, consideradas microfiltradores como los rotíferos herbívoros, tuvieron junto a estos últimos un efecto negativo sobre la biomasa fitoplanctónica, pero sus máximas abundancias se encuentran desfasadas en el tiempo, lo que indicaría que existe una competencia por el recurso con los rotíferos.

Las mayores densidades se registraron en la laguna arreica en una etapa de fase clara y con valores de conductividad excepcionalmente bajos para este tipo de lagunas. En Monte, la abundancia de la taxocenosis fue notablemente inferior a la hallada durante 1998, período en el cual la laguna estuvo colonizada por *P. pectinatus* (máximo: 5.160 ind/l en el verano tardío) (Claps *et al.*, 2002). La elevada concentración de polifenoles disueltos en esta laguna registrada durante 2002-2003 puede ser uno de los factores que actuaron negativamente en las poblaciones del plancton en general.

La menor riqueza de especies en la laguna Lacombe puede estar vinculada a dos características que presenta este cuerpo de agua que han sido señaladas como importantes por Armengol *et al.* (1998) en lagos españoles para determinar la complejidad de la taxocenosis que son la falta de conexión con otros cuerpos de agua y su reducido tamaño.

En ambos ecosistemas, la elevación del nivel hidrométrico provocada por importantes precipitaciones locales constituyó un stress para las poblaciones de rotíferos planctónicos, en coincidencia con los resultados de Duggan *et al.* (1998) y Keppeler & Rodrigues Hardy (2004).

Asimismo, la escasa biomasa fitoplanctónica representó otro factor negativo para la taxocenosis en general, ya que ha sido comprobado que la deficiencia en la cantidad y calidad del alimento incide en el crecimiento de los rotíferos (Rothhaupt, 1995; Bini *et al.*, 2001).

El comportamiento anual de las especies dominantes que pueden ser consideradas euritopas fue marcadamente diferente, ya que en Lacombe ocurrieron dos picos: uno en primavera tardía-verano temprano y otro mayor en otoño; mientras que en Monte los máximos se registraron al inicio de la primavera y en el verano.

Ambas lagunas comparten un gran número de especies (59 % del número total de especies registradas) a pesar de presentar estados diferentes del equilibrio alternativo (Lacombe: fase turbia y fase clara, Monte: fase turbia), de sus diferencias hidrológicas, de sus contrastes en algunas características fisicoquímicas (conductividad, sólidos suspendidos, polifenoles disueltos). Tomando en consideración lo demostrado por Gilbert & Schröder (2004), las diferencias en la estructura de ambas taxocenosis pueden ser atribuibles al banco de huevos presente en los sedimentos de cada cuerpo de agua y a la posibilidad de colonización de las especies por diferentes vías de transporte

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (PIP 2216) y a la Universidad Nacional de La Plata (N 343) por el apoyo económico. A la Municipalidad de San Miguel del Monte y al Ing. Marcelo

Martínez Leanes por permitir el acceso a los cuerpos de agua. A Roberto Aranda por su colaboración en las tareas de campo en Lacombe.

BIBLIOGRAFÍA

- Akbulut, N.** 2000. Short term secondary production and population dynamics of Crustacea, Rotifera in three different biotops of Neusiedler See (Austria). *Turk. J. Zool.* 24:149-158.
- American Public Health Association.** 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th Ed. APHA, Washington, D.C.
- Armengol, X.; A. Esparcia & M. R. Miracle.** 1998. Rotifer vertical distribution in a strongly stratified lake: a multivariate analysis. *Hydrobiologia* 387/388:161-170.
- Arndt, H.** 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates)-a review. *Hydrobiologia* 255/256: 231-246.
- Benítez, H. & M. C. Claps.** 2000. Zooplankton de una laguna pampásica (Monte) y su afluente (El Totoral): caracterización estructural en un ciclo anual. *Diversidad y Ambiente* 1: 87-95.
- Bini, L. M.; C. C. Bonecker & F. A. Lansac-Toha.** 2001. Vertical distribution of rotifers on the Upper Paraná River floodplain: the role of thermal stratification and chlorophyll-a. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36: 241-246.
- Boltovskoy, A.; A. Dipolitto; M. Foggetta; N. Gómez & G. Alvarez.** 1990. La laguna Lobos y su afluente: limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática* 14: 1-38.
- Claps, M. C.; N. Gabellone & H. Benítez.** 2002. Vertical distribution of zooplankton in a pampasic shallow lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28 (2): 1032-1035.
- Claps, M. C.; N. Gabellone & H. Benítez.** 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatiotemporal variations. *Annls Limnol. Int. J. Limnol.* 40: 101-110.
- Dangavs, N. V.** 1973. Estudios geológicos en la laguna de San Miguel del Monte. *Rev. Museo La Plata (Geología)* 8: 1-313.
- Devetter, M.** 1998. Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. *Hydrobiologia* 387/388: 171-178.

- Duggan, I.** 2001. The ecology of periphytic rotifers. *Hydrobiologia* 446/447: 139-148.
- Duggan, I.; J. Green; K. Thompson & R. Shiel.** 1998. Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand. *Hydrobiologia* 387/388: 179-197.
- Duggan, I.; J. Green; K. Thompson & R. Shiel.** 2001. The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers. *Freshwater Biology* 46: 777-786.
- Gabellone, N.; L. Solari & M. C. Claps.** 2001. Planktonic and physical-chemical dynamics of a markedly fluctuate back-water pond in a plaine basin (Salado river, Buenos Aires, Argentina). *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 6 (2): 133-142.
- Green, J.** 2003. Associations of planktonic and periphytic rotifers in a tropical swamp, the Okavango Delta, Southern Africa. *Hydrobiologia* 490: 197-209.
- Gilbert, J. & T. Schröder.** 2004. Rotifers from diapausing, fertilized eggs: unique features and emergence. *Limnol. Oceanogr.* 49:1341-1354.
- Keppeler, E. C. & E. Rodrigues Hardy.** 2004. Vertical distribution of zooplankton in the water column of Lago Amapá, Rio Branco, Acre, Brazil. *Rev. Brasil. Zool.* 21: 169-177.
- Koste, W.** 1978. *Rotatoria Die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt. Monogononta.* 22 Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Berlin. Gebrüder Borntraeger. vol 1 (673 pp); vol 2 (238 pp).
- Matveeva, L.** 1991. Can pelagic rotifers be used as indicators of lake trophic state? *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2761-2763.
- Modenutti, B. E.** 1998. Planktonic rotifers of Samborombón river basin (Argentina). *Hydrobiologia* 387/388: 259-265.
- Ooms-Wilms, A.L.; G. Postema & R. D. Gulati.** 1999. Population dynamics of planktonic rotifers in Lake Loosdrecht, The Netherlands, in relation to their potential food and predators. *Freshwater Biology* 42: 77-97.
- Pejler, B. & B. Bärziö.** 1989. On choice of substrate and habitat in brachionid rotifers. *Hydrobiologia* 186/187: 137-144.
- Pérez Legaspi, I. & R. Rico Martínez.** 1998. Effect of temperature and food concentration in two species of littoral rotifers. *Hydrobiologia* 387/388: 341-348.
- Radwan, S. & B. Popiolek.** 1989. Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophic. *Hydrobiologia* 186/187: 235-238.
- Rothhaupt, K. O.** 1995. Algal nutrient limitation affects rotifer growth rate but not ingestion rate. *Limnol. Oceanogr.* 40: 1201-1208.
- Segers, H.** 1995. *Rotifera: The Lecanidae (Monogononta).* Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Vol. 2. The Hague, The Netherlands, SPB Academic, 226 pp.
- Shao, Z., P. Xie & Y. Zhuge.** 2001. Long-term changes of planktonic rotifers in a subtropical Chinese lake dominated by filter-feeding fishes. *Freshwater Biology* 46: 973-986.
- Stemberger, R. S.; A. T. Herlihy; D. L. Kugler & S. G. Paulsen.** 1996. Climatic forcing on zooplankton richness in lakes of the northeastern United States. *Limnol. Oceanogr.* 41: 1093-1101.
- Walz, N.** 1987. Comparative population dynamics of rotifers *Brachionus angularis* and *Keratella cochlearis*. *Hydrobiologia* 147: 209-213.
- Whitman, R. L.; M. B. Nevers; M. L. Goodrich; P. C. Murphy & B. M. Davis.** 2004. Characterization of lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. *Ecological Indicators* 4: 277-286.