

# 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. Igú 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 drenaje suburbanos 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, fósforo 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 & Ranlun (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

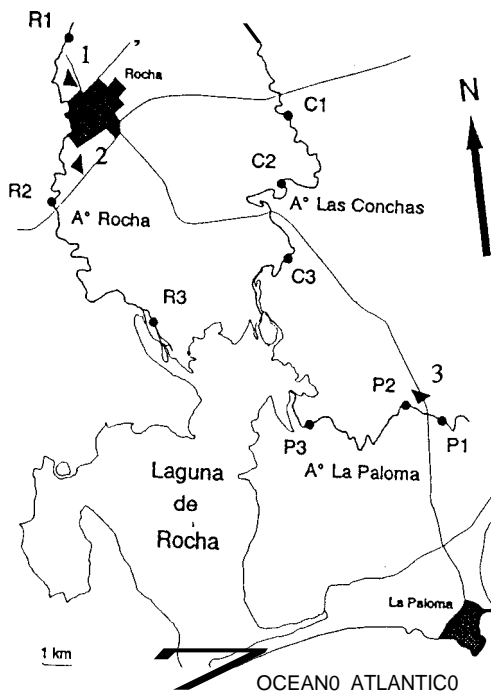
(Arocena, 1996; 1998; Chalar, 1994), por lo que cualquier intento de emplear bioindicadores debe incluir comparaciones con sitios de referencia (Thorne & Williams, 1997; Reynoldson *et al.*, 1997; Bailey *et al.*, 1998), o al menos una localidad de control (Green 1979) en cada sistema. Según Dauer *et 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 afecta a sus comunidades bentónicas y constatar si los posibles cambios pueden afectar la calidad de las aguas de la laguna.



**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: fabrica 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).

## AREA DE ESTUDIO

La laguna de Rocha, de 72 km<sup>2</sup> de superficie y 0.5 m de profundidad media, se comunica de manera aperiódica 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 km<sup>2</sup> (ILEC-UNEP, 1991), en general poco alterada por su baja actividad industrial y agrícola. Esta última ocupa un 5 % de la superficie y esta 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

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 otras 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  $\mu\text{m}$  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 euclidea 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 fisico-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  $\text{cm}^{-1}$  (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 los otros dos arroyos por grava.

El tamaño de grano y el porcentaje de grava fueron significativamente menores en La Paloma que en los 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.),  $\text{NH}_4$  y  $\text{PO}_4$  del agua en los nueve sitios de muestreo. \*Valores significativamente diferentes según Mínima Diferencia Significativa ( $p < 0.05$ ). Abajo: resultados ( $p$ ) de 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.),  $\text{NH}_4$  and  $\text{PO}_4$  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 <sub>4</sub> (MA)		PO <sub>4</sub> (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  $\mu\text{g g}^{-1}$  de peso seco. \*Valores significativamente diferentes al resto según prueba no paramétrica ( $p < 0.001$ ). \*\*Valores significativamente diferentes al resto según Mínima Diferencia Significativa ( $p < 0.05$ ). *Granulometric parameters, sediment fractions (means of may and august) and annual means of organic matter content (MO), N and P in  $\mu\text{g g}^{-1}$  dry weight. \*Values significantly different from the others after a non parametric test ( $p < 0.001$ ). \*\*Values significantly different from the others after Least Significant Difference ( $p < 0.05$ ).*

	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 miximos 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 tubificidos, estuvieron presentes en todas las localidades excepto en R1. Los efemérotos 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.

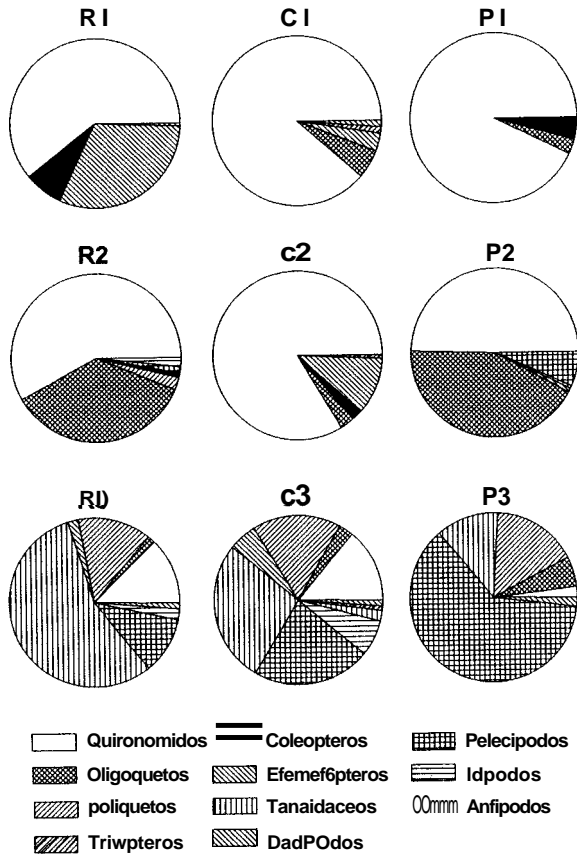
Las comunidades difieren más dentro de cada arroyo que entre arroyos (Fig. 2). Las localidades cercanas a las desembocaduras presentaron una fauna similar, dominada en R3 y C3 por tanáida-ceos, y en P3 por pelecipodos. Los poliquetos registraron porcentajes similares en estas tres localidades y también 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) vanó desde 318  $\text{m}^{-2}$  en P2 y P3 en mayo a 6775  $\text{m}^{-2}$  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 miximos 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  $\text{m}^{-2}$  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
<b>OLIGOQUETOS</b>									
<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
<b>POLIQUETOS</b>									
<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
<b>PELECIPODOS</b>									
<i>Erodona mactroides</i>	0	13	145	0	0	287	0	115	294
<b>CRUSTACEOS</b>									
<i>Tanais stanfordi</i> (Tanaidaceos)	0	0	750	0	0	347	0	9	57
<i>Diesjluminensis</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>Cyrrorgrapsus angulatus</i> (Decapodos)	9	0	18	9	0	18	0	0	9
<b>QUIRONOMIDOS</b>									
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>Cyptochironornus</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
<b>OTROS INSECTOS</b>									
<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
Tric6pteros	0	0	0	9	18	9	0	0	0
Total (m <sup>-2</sup> )	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



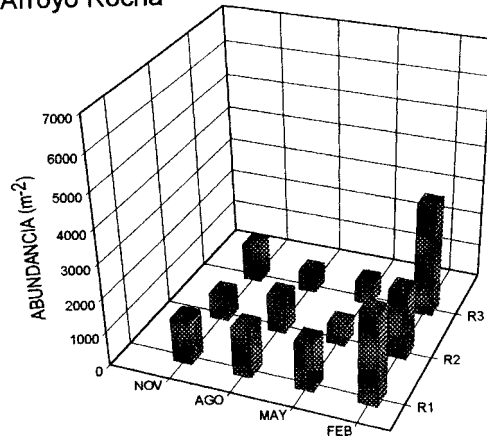
**Figura 2.** Composición porcentual del macrozoobentos en cada sitio de muestreo según datos integrados de todo el año. *Macrozoobenthos composition (%) at each sampling site. All year-data are integrated.*

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

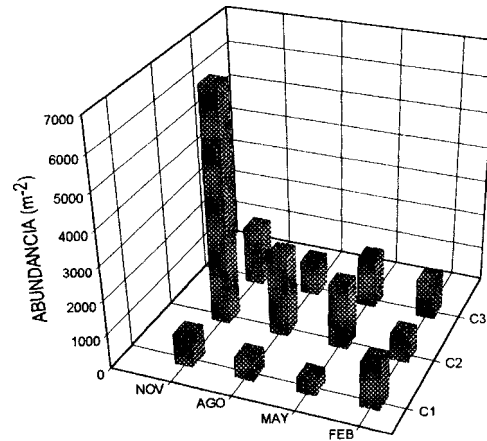
Los poliquetos presentaron las mayores abundancias en noviembre en R3 y C3, dominados por *Laeonereis culveri*, y en febrero en P3 por *Nephtys JZuviatilis* (Fig. 5). Los tanaidáceos *Tanais stanfordi*, y los pelecipodos *Erodona mactroides* también fueron algo más abundantes en los meses cálidos.

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-

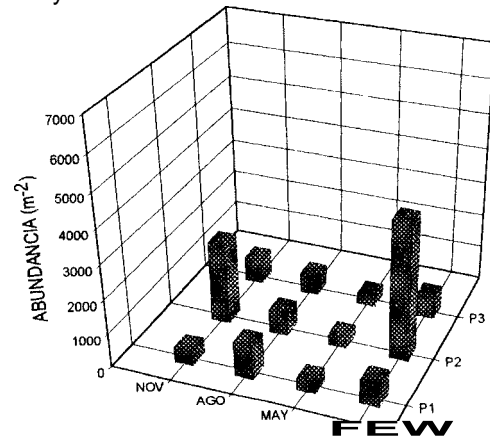
Arroyo Rocha



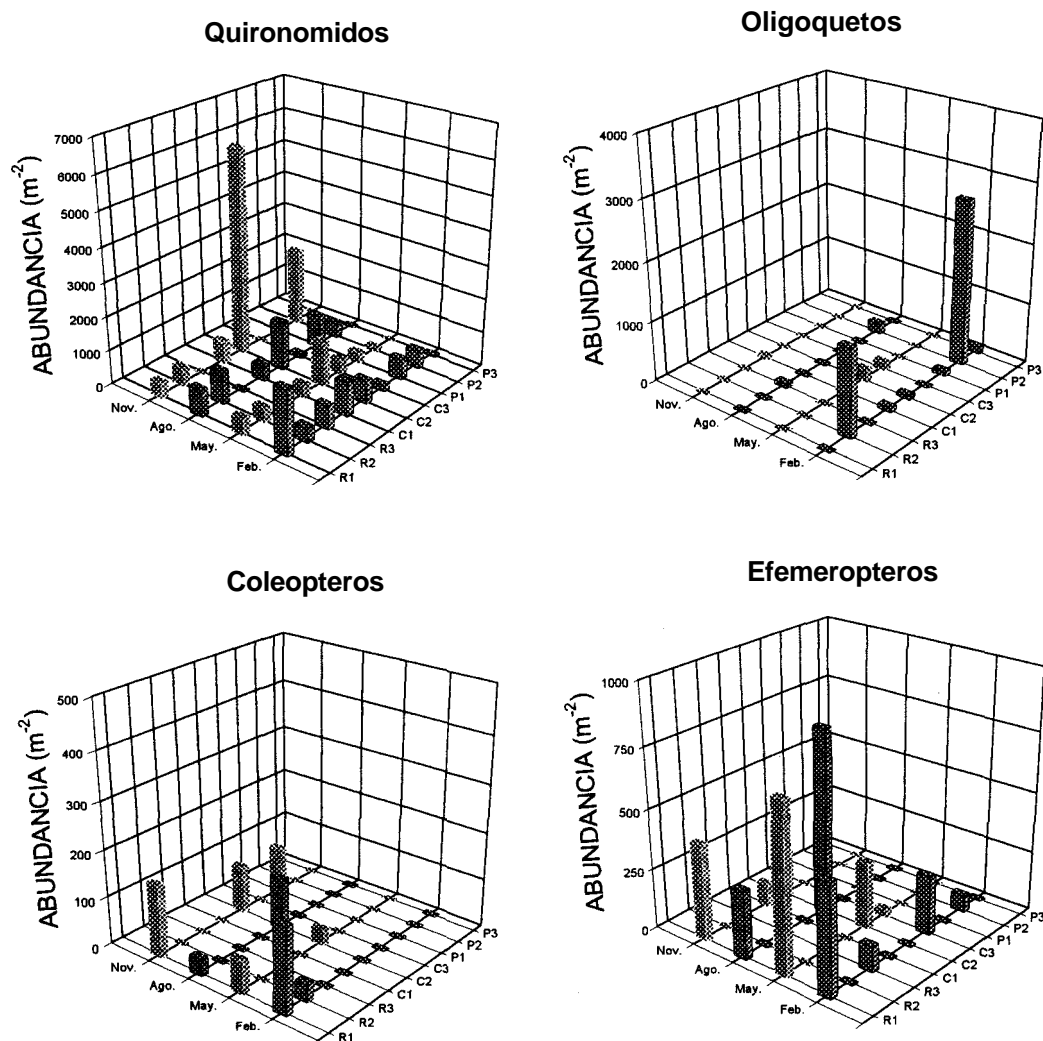
Arroyo Las Conchas



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) quironomidos, b) oligoquetos, c) coleópteros y d) efemeropteros en cada localidad de muestreo. *Abundance annual variation of a) chironomids, b) oligochaetes, 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 10 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 los 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 comparación de comunidades bentónicas realizada para detectar diferencias en la calidad de agua debe considerar las variaciones ambientales naturales, para no atribuir a la contaminación diferencias que en realidad obedecen a tales variaciones. Según Allan (1999, entre los principales factores abióticos determinantes de la estructura de las comunidades fluviales se encontrarían la corriente, la temperatura, el sustrato, la concentración iónica y el pH. En arroyos de planicie como los aquí estudiados, y para distancias pequeñas, los 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 tamaño de grano en la composición y abundancia del zoobentos, enmascarando los efectos de la calidad del agua. La granulometría, aunque menor en La Paloma, es similar dentro de cada uno de los arroyos estudiados, lo que permite comparar las comunidades bentónicas entre zonas sometidas a diferente impacto sin que interfiera esta variable.

Richards *et al.* (1993) encontraron directamente correlacionados el número de taxa de efemerobios, plecópteros y tricópteros con la heterogeneidad del sustrato. Estos órdenes se desarrollan en ambientes con sedimento más grueso, baja conductividad y buena calidad del agua, como lo señalan entre otros Sinha & Das (1993) y Thorne & Williams (1997). En La Paloma los menores valores de riqueza taxonómica y de diversidad, así como la ausencia de tricópteros y la escasez de efemerobios se puede atribuir en

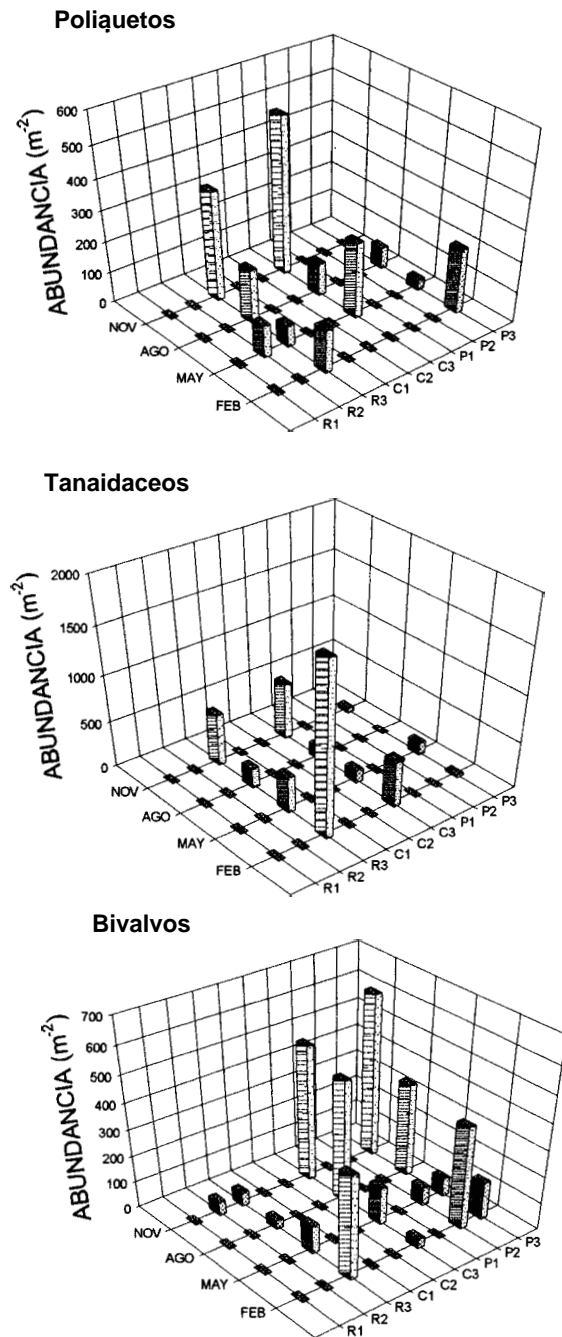
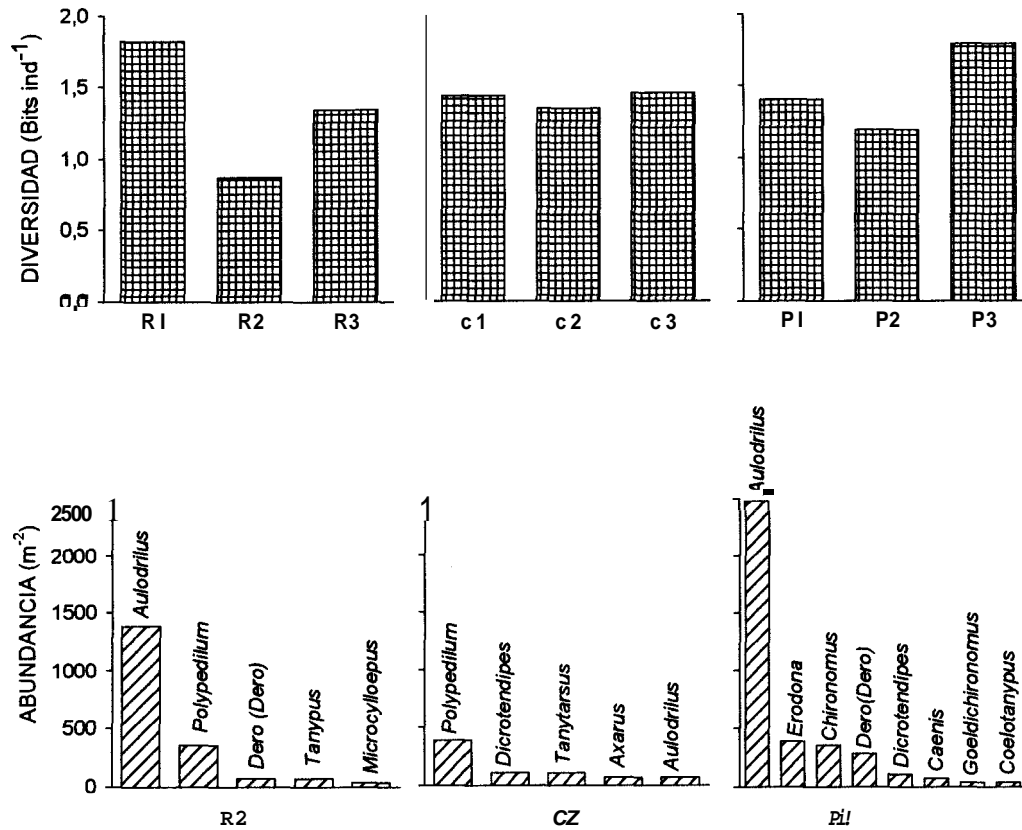


Figura 5. Variación anual de la abundancia de: a) tanaidaceos, b) bivalvos y c) poliquetos en cada localidad de muestreo. Abundance annual variation of a) tunaidaceans, b) bivalves and c) polychaetes at each sampling station.



**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 obedecerían a los aportes industriales, ya que en P2 son aún menores que en P1 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 refluo 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 Csta estaba dominada por los poliquetos y no por los tanaidáceos 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 estos 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

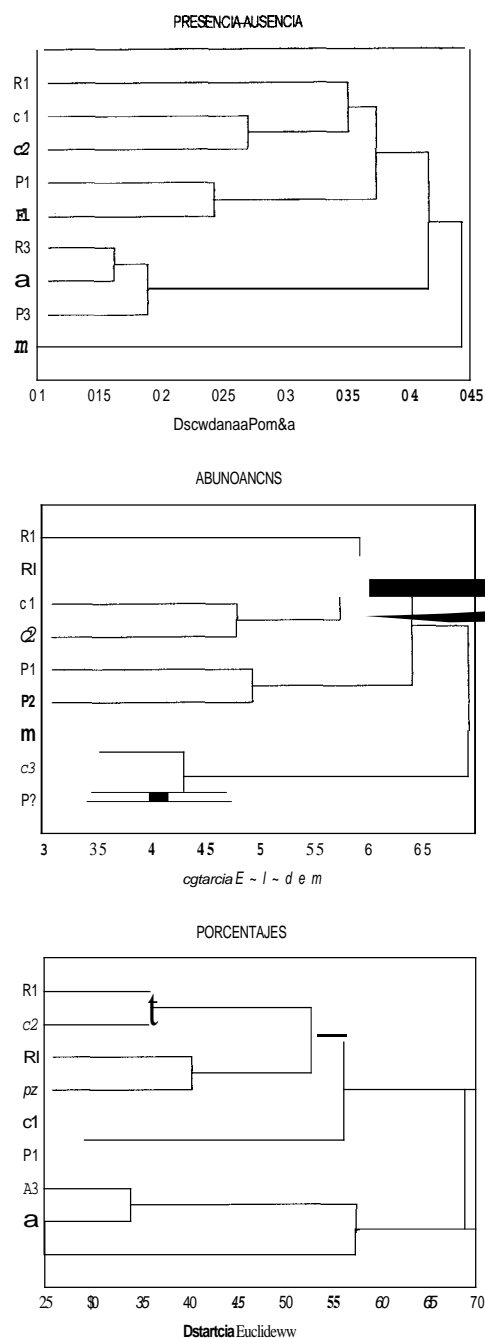


figura 7. Agrupamiento de las localidades (UPGMA) según la discordancia porcentual de los datos de presencia y ausencia (arriba), la distancia euclidiana de las abundancias absolutas transformadas en  $\text{LOG}(x + 1)$  (centro), y de las abundancias porcentuales (abajo). Cluster of sampling stations (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 Tán & García Jaldón, 1984) y los tubifici-

dos, cuya mayor abundancia relativa es indicador 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 reflujó de los vertidos industriales efectuados aguas abajo, o por la descomposición de sus abundantes hidrofítas 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 rios 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 urbanistico 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 quimicos. 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 relacidn 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. MARANHAO, 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