

ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS COMUNIDADES ÍCTICAS DE FONDOS BLANDOS Y SOMEROS DE LA BAHÍA DE LA PAZ.

Eduardo F. Balart ¹
José Luis Castro-Aguirre ^{1,2}
Francisco de Lachica-Bonilla ²

1. División de Biología Marina. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Apdo. Postal 128. La Paz, B.C.S. 23000, México.
2. Departamento de Pesquerías y Biología Marina. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN. Apdo. Postal 592. La Paz, B.C.S. 23000, México.

RESUMEN

Se analizó la composición específica y parámetros comunitarios de los peces de nueve áreas someras y fondos blandos de Bahía de La Paz, Baja California Sur, de febrero a diciembre de 1978 y de marzo de 1982 a enero de 1983. Los muestreos se realizaron bimensualmente con un chinchorro playero, obteniéndose 21383 individuos (13055 y 8328) pertenecientes a 103 especies (103 y 101). Representantes de las familias Gerreidae (*Diapterus aureolus*, *D. peruvianus*, *Eucinostomus californiensis*, *E. dowii* y *Gerres cinereus*), Mugilidae (*Mugil cephalus* y *M. curema*), Engraulidae (*Anchovia macrolepidota* y *Cetengraulis mysticetus*), y Clupeidae (*Lile stolifera*) dominaron numéricamente en ambos períodos en casi todas las estaciones de muestreo. Veintiocho especies aparecieron regularmente en ambos períodos, de las cuales 12 (1978) y 9 (1982-83) corresponden a especies bentónicas. Un patrón temporal bien definido del número de especies (48-96 y 39-88), diversidad (H' 3.00-3.37 y 2.95-3.29 bits/ind; D_{mag} 6.09-12.06 y 7.92-10.61) y abundancia (1,479-2,636 y 958-1795 individuos) fue detectado en ambos períodos, con máximos en los meses cálidos (junio a septiembre) y mínimos en los fríos (diciembre a febrero). Espacialmente los valores de diversidad (riqueza específica, H' y D_{mag}) decrecieron desde la bahía de Pichilingue (con los máximos absolutos) hacia la Ensenada de La Paz y, dentro de esta última, convergiendo hacia un máximo frente a la descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad. La densidad siguió el mismo patrón, pero los valores máximos ocurrieron dentro de la ensenada. El patrón de similitud entre estaciones, considerando la composición e importancia numérica de las especies, permaneció constante en ambos períodos, identificándose dos grandes grupos. Se constató la permanencia temporal de las dos comunidades desde el verano hasta mediados de invierno, perdiéndose luego su identidad, aunque son reconocibles los subgrupos al interior de la agrupación.

INTRODUCCIÓN

Los estuarios, lagunas y cuerpos costeros (*sensu* Remane y Schlieper (1958) y Friedrich (1973)) suelen ser áreas productivas donde habitan un considerable número de poblaciones de peces, ya que este tipo de ambientes ofrece condiciones para el desarrollo de importantes funciones como la alimentación, protección y reproducción, en alguna etapa de su vida, estacionalmente o de modo

permanente. Al mismo tiempo, estas poblaciones ícticas desempeñan un importante papel como agentes de regulación energética entre estas áreas y las adyacentes (Day y Yañez-Arancibia, 1985; Yañez-Arancibia y Nugent, 1977; Castro-Aguirre *et al.*, 1994). Por lo mismo, estos ambientes suelen ser áreas de alta diversidad y de gran significación para la actividad pesquera local. Sin embargo, pocos antecedentes existen acerca de la posición y relaciones de las especies objetivo en la comunidad

ítica en que están insertas, como generalmente ocurre en las costas tropicales y subtropicales (Caddy y Sharp, 1986; Longhurst y Pauly, 1987).

Como ha sido señalado por numerosos autores, la actividad humana afecta fácilmente estos ambientes costeros, por su accesibilidad y cercanía a los centros urbanos, impactando de manera diferencial a sus componentes. Por lo tanto, es necesario y urgente conocer y evaluar lo más ampliamente posible su estado actual (i.e., dinámica hidroclimática, productividad primaria y secundaria, riqueza específica y su dinámica, etc.), para así disponer de un marco de referencia y poder cuantificar objetivamente tales efectos y la naturaleza de las relaciones entre componentes.

En ese sentido se orienta el objetivo de este estudio, esto es, contribuir al conocimiento de las taxocenosis ictiofaunísticas de áreas someras y fondos blandos de Bahía de La Paz, mediante de un análisis comparativo de su composición y atributos comunitarios en dos períodos de muestreo, espaciados cinco años.

ANTECEDENTES

La ictiofauna de la Bahía de La Paz es, comparativamente, mejor conocida que la presente en otros cuerpos de agua de las costas de la Península de Baja California, principalmente en el intervalo de los 0-100 m de profundidad. Chávez (1985b) reúne y comenta la mayor parte de las citas bibliográficas entre 1881 y 1983 referidas a la ictiofauna de esta bahía. Abitia-Cárdenas et al. (1994) por su parte, presentan el primer listado integral de la misma, incluyendo 390 especies distribuidas en 251 géneros y 106 familias. Balart et al. (1995) adicionan 132 nuevos registros, ampliando con ello a 522 el número total de especies nominales conocidas.

En cuanto al estudio de aspectos autoecológicos de la ictiofauna de la Bahía de La Paz, podemos mencionar los realizados en *Caulolatilus affinis* (Díaz y Elorduy, 1989; Elorduy-Garay y Díaz-

Uribe, 1994), *Caulolatilus princeps* (Ramírez-Luna y Elorduy, 1989; Elorduy-Garay y Caraveo-Patiño, 1994; Elorduy-Garay y Ramírez-Luna, 1994), *Lutjanus peru* (Rocha-Olivares y Gómez-Muñoz, 1993), *Mobula munkiana* (Villavicencio-Garayzar, 1991), *Epinephelus labriformis* (Carmona y Ramírez, 1994), y *Mugil* spp. (Chávez, 1985).

Sin embargo, son escasas las contribuciones que abordan aspectos ecológicos a nivel comunitario. Una de las primeras contribuciones en este sentido, es el estudio de Maeda et al. (1982) en tres áreas de manglar (Balandra, Enfermería y Zacatecas) realizado durante 6 meses. Otro antecedente importante es el estudio de Leija-Tristán et al. (1992), quienes analizaron la variación diurna de la ictiofauna intermareal en la Ensenada de La Paz en dos meses del año. Recientemente, Pérez-España et al. (1996) presentan un análisis de las variaciones temporales y espaciales en la estructura comunitaria de la ictiofauna de arrecifes rocosos en la Isla Espiritu Santo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron en las siguientes localidades de la Bahía de La Paz: Pichilingue (I), Bahía Falsa (II), Enfermería (III), Coromuel (IV), El Esterito (V), frente a CICIMAR (VI), frente a la descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales (VII), entre Centenario y Comitán (VIII), y en el estero Zacatecas (IX) (figura 1).

La captura de peces se efectuó bimensualmente, de febrero a diciembre de 1978 y, posteriormente, de marzo 1982 a enero de 1983. Todos los muestreos fueron diurnos, durante la marea alta, realizados manualmente desde la orilla con un chinchorro playero de 10 m de longitud, 2 m de altura y 10 mm de abertura de malla, y tratando de cubrir un área de 100 m². El material así colectado fue fijado en formol al 10% y transportado al laboratorio para su identificación y enumeración.

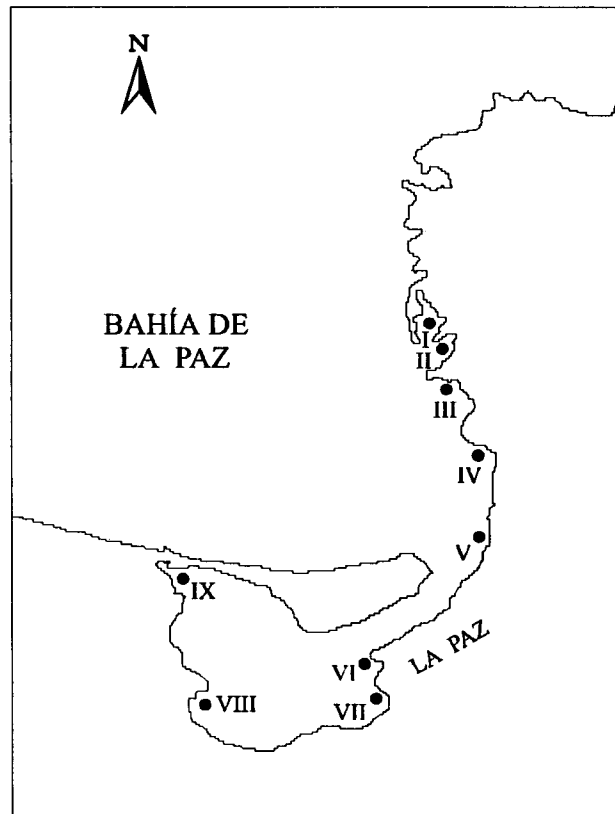


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en Bahía de La Paz.

La diversidad fue evaluada mediante tres criterios ampliamente conocidos (*e.g.*, Krebs, 1985; Magurran, 1988), la riqueza específica, el índice de diversidad de Margalef y el de Shannon-Wiener (heterogeneidad numérica). La riqueza específica corresponde, simplemente, al número de especies registrado por mes y/o estación. El índice de Margalef (D) ha sido señalado como de gran sensibilidad, además de ser sencillo de calcular:

$$D = (S-1)/\ln N$$

donde S y N corresponden al número de especies y al total de individuos registrado respectivamente. Para los cálculos se utilizó el logaritmo natural (\log_e). La heterogeneidad numérica fue estimada de acuerdo a la fórmula simplificada de Shannon y Wiener (H'), utilizando logaritmo natural:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde p_i es la proporción de individuos pertenecientes a la i -ésima especie (n_i/N). Aunque

H' considera la homogeneidad de la abundancia de las especies, se utilizó el índice de equitatividad (E) como una medida adicional de la homogeneidad:

$$E = H'/H'_{\max} = H'/\log_e S$$

donde S corresponde al número de especies registrado. En este mismo sentido se empleó el valor recíproco del índice de dominancia de Berger-Parker ($1/d$):

$$d = N_{\max}/N$$

donde N_{\max} corresponde al número de individuos de la especie más abundante, y N al total de individuos registrado.

La abundancia fue estimada como el número de individuos capturados, ya sea por mes o por estación; en el análisis por estaciones de colecta (I a IX), se prefirió utilizar la densidad por metro cuadrado (N/m^2).

Para ambos períodos de estudio, se estimó la similitud entre las estaciones de muestreo y la

abundancia numérica de las especies presentes en ellas. Para ello se utilizó un método secuencial, aglomerativo, jerárquico, sin solapamiento, siguiendo el criterio de agrupamiento conocido como UPGMA por sus siglas en inglés (unweighted pair-group method using arithmetic average), y utilizando distancias euclidianas como medida de similitud (Sneath y Sokal, 1973). Tanto las matrices de distancias como la construcción de los dendrogramas se realizaron utilizando el módulo Cluster del paquete computacional CSS: Statistica.

RESULTADOS

Estructura comunitaria general

Durante 1978 se recolectó un total de 13055 ejemplares pertenecientes a 103 especies. De éstas, 23 superaron el 1% de la abundancia numérica representando, en conjunto, el 87.29% del total de individuos (tabla I). Las 10 especies más abundantes fueron, en orden decreciente: *Diapterus aureolus*, *Eucinostomus californiensis*, *Mugil cephalus*, *Anchovia macrolepidota*, *Lile stolifera*, *E. dowii*, *M. curema*, *D. brevisrostris*, *Gerres cinereus* y *Cetengraulis mysticetus*. Sólo 28 taxa estuvieron presentes en todos los muestreos bimensuales, considerándolas, por tanto, como residentes habituales. De ellas, sin embargo, sólo seis especies fueron siempre detectadas en todas las estaciones: *D. aureolus*, *D. peruvianus*, *E. dowii*, *E. californiensis*, *G. cinereus* y *M. cephalus*. Destacamos que sólo 12 de las clasificadas como residentes habituales son bentónicas, incluyendo representantes de Urolophidae, Paralichthyidae, Achiridae y Sciaenidae. Asimismo, 60 especies aparecieron entre el 50 y 84% de los muestreos, considerándolas como residentes estacionales, mientras que las 15 restantes se consideraron visitantes ocasionales por su frecuencia de ocurrencia menor al 50% de los muestreos.

Durante el periodo de 1982-83 se recolectó un total de 8328 peces pertenecientes a 101 especies. De éstas, 24 superaron el 1% de la abundancia numérica representando, en conjunto, el 92.75% del total de individuos (tabla I). Las 10 especies

más abundantes fueron *M. cephalus*, *D. aureolus*, *E. argenteus*, *G. cinereus*, *E. californiensis*, *L. stolifera*, *A. macrolepidota*, *C. mysticetus*, *D. brevisrostris* y *Opisthonema libertate*. Sólo 28 estuvieron presentes en todos los muestreos bimensuales, pero de ellas sólo ocho fueron colectadas en todas las estaciones todo el año: *A. macrolepidota*, *D. aureolus*, *E. dowii*, *E. californiensis*, *G. cinereus*, *L. stolifera*, *M. cephalus*, y *Polydactylus aproximans*. Del total de especies residentes permanentes, sólo nueve son bentónicas. El número de especies de residentes estacionales fue de 42, mientras que 31 se comportaron como visitantes ocasionales.

Los cambios estacionales al interior de la comunidad fueron dilucidados, parcialmente, mediante la estimación de la similitud entre las muestras mensuales. Como resultado de la aplicación del método UPGMA, se identificaron tres grupos principales durante 1978 correspondiendo al periodo cálido y de lluvias (junio a octubre), periodo frío post-lluvias (diciembre), y periodo pre-lluvia templado (febrero-abril). Durante 1982-83, sin embargo, se observa una agrupación ligeramente diferente. Los meses pre-lluvia templado y el periodo frío muestran gran similitud siendo separados en una sola agrupación (marzo, noviembre, enero), y el periodo cálido y de lluvias se divide en dos grupos, uno incluyendo mayo y julio, y otro con sólo septiembre. Es probable que la gran diferencia en precipitación entre septiembre y los otros dos meses expliquen esta divergencia (figura 2c). Por otro lado, la ausencia de bajas temperaturas extremas en enero 1983 comparado con febrero 1978 explica la ausencia de una agrupación comparable en esos meses (figura 2c).

Riqueza específica

El número de especies registrado mensualmente en la Bahía de La Paz, fluctuó entre 48 y 96 durante 1978, y de 39 a 88 especies durante el periodo 1982-1983. En ambos periodos se observó un claro patrón estacional, con máximos en los meses cálidos (junio a septiembre) y mínimos en los más fríos (diciembre a septiembre) (figura 2a). Como es lógico, el mismo comportamiento

Tabla I. Número total (N) y frecuencia de ocurrencia (FO) de las especies recolectadas durante el período de 1978 y 1982-83 sobre fondos blandos y someros de Bahía de La Paz.

Especie	1978				1982 - 83			
	N	%	FO	%	N	%	FO	%
<i>Diapterus aureolus</i>	1087	8.33	6	100	605	7.27	6	100
<i>Eucinostomus californiensis</i>	1006	7.71	6	100	549	6.59	6	100
<i>Mugil cephalus</i>	957	7.33	6	100	615	7.39	6	100
<i>Anchovia macrolepidota</i>	916	7.01	6	100	546	6.56	6	100
<i>Lile stolifera</i>	907	6.95	6	100	549	6.59	6	100
<i>Eucinostomus dowii</i>	789	6.04	6	100	590	7.09	6	100
<i>Mugil curema</i>	766	5.87	6	100	335	4.02	6	100
<i>Diapterus peruvianus</i>	740	5.67	6	100	446	5.36	6	100
<i>Gerres cinereus</i>	669	5.12	6	100	553	6.64	6	100
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	586	4.49	6	100	457	5.49	6	100
<i>Polydactilus approximans</i>	407	3.12	6	100	292	3.51	6	100
<i>Anchoa mundeola</i>	355	2.72	5	83.3	141	1.69	6	100
<i>Urolophus halleri</i>	322	2.47	6	100	91	1.09	6	100
<i>Harengula thrissina</i>	277	2.12	6	100	312	3.75	6	100
<i>Opisthonema libertate</i>	271	2.08	5	83.3	405	4.86	5	100
<i>Micropogonias altipinnis</i>	255	1.95	6	100	97	1.17	5	83.3
<i>Sardinops caeruleus</i>	232	1.78	5	83.3	289	3.47	5	83.3
<i>Haemulopsis panamensis</i>	178	1.36	6	100	121	1.45	6	100
<i>Menticirrhus undulatus</i>	165	1.26	5	83.3	106	1.27	5	83.3
<i>Trinectes fonsecensis</i>	161	1.23	6	100	143	1.72	6	100
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	138	1.06	5	83.3	27	0.32	6	100
<i>Anchoa argentivittata</i>	137	1.05	4	66.7	127	1.53	5	83.3
<i>Umbrina xanti</i>	133	1.02	6	100	54	0.65	5	83.3
<i>Citharichthys gilberti</i>	130	1.0	6	100	172	2.07	6	100
<i>Eugerres lineatus</i>	128	0.98	5	100	45	0.54	4	66.7
<i>Synodus scituliceps</i>	86	0.66	4	66.7	31	0.37	4	66.7
<i>Bairdiella icistia</i>	83	0.64	5	83.3	85	1.02	5	83.3
<i>Achirus mazatlanus</i>	83	0.64	5	83.3	98	1.18	6	100
<i>Paralichthys californicus</i>	72	0.55	3	33.3	56	0.67	6	100
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	66	0.51	6	100	23	0.28	4	66.7
<i>Anchoa ischana</i>	62	0.48	4	66.7	8	1	6	100
<i>Gobionellus sagitula</i>	62	0.48	6	100	32	0.38	5	83.3
<i>Conodon serrifer</i>	56	0.43	5	83.3	11	0.13	3	50
<i>Trachinotus paloma</i>	48	0.37	4	66.7	31	0.37	4	66.7
<i>Ariopsis jordani</i>	44	0.34	3	50	7	0.08	3	50
<i>Quietula ycauda</i>	31	0.24	3	50	4	0.05	2	33.3
<i>Anchoa mundeoloides</i>	31	0.24	5	83.3	9	0.11	6	100
<i>Haemulon steindachneri</i>	26	0.2	6	100	4	0.05	4	66.7
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	26	0.2	6	100	6	0.07	6	100
<i>Elops affinis</i>	26	0.2	4	66.7	24	0.29	4	66.7
<i>Cynoscion xanthulus</i>	25	0.19	4	66.7	15	0.18	5	83.3
<i>Etropus crossotus</i>	24	0.18	6	100	9	0.11	6	100
<i>Abudefduf troschelli</i>	22	0.17	4	66.7	3	0.04	2	33.3

<i>Haemulon scudderii</i>	22	0.17	6	100	4	0.05	4	66.7
<i>Cynoscion reticulatus</i>	21	0.16	5	83.3	5	0.06	5	83.3
<i>Haemulopsis axillaris</i>	21	0.16	6	100	7	0.08	6	100
<i>Bathygobius soporator</i>	19	0.15	1	16.7	2	0.02	2	33.3
<i>Hemicaranx leucurus</i>	19	0.15	4	66.7	5	0.06	4	66.7
<i>Syacium ovale</i>	16	0.12	5	83.3	7	0.08	6	100
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	15	0.12	4	66.7	4	0.05	4	66.7
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	13	0.1	6	100	6	0.07	4	66.7
<i>Carangoides vinctus</i>	12	0.09	4	66.7	4	0.05	4	66.7
<i>Dasyatis brevis</i>	12	0.09	5	83.3	5	0.06	5	83.3
<i>Ophioscion strabo</i>	12	0.09	3	50	2	0.02	2	33.3
<i>Diplectrum euryplectrum</i>	12	0.09	3	50	8	0.1	2	33.3
<i>Lutjanus guttatus</i>	12	0.09	5	83.3	3	0.04	3	50
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	12	0.09	3	50	2	0.02	2	33.3
<i>Balistes polylepis</i>	12	0.09	3	50	1	0.01	1	16.7
<i>Haemulon maculicauda</i>	12	0.09	5	83.3	5	0.06	4	66.7
<i>Anchoa helleri</i>	12	0.09	4	66.7	7	0.08	6	100
<i>Porichthys myriaster</i>	11	0.08	6	100	6	0.07	5	83.3
<i>Lutjanus colorado</i>	10	0.08	5	83.3	3	0.04	3	50
<i>Lutjanus argentiventris</i>	10	0.08	5	83.3	4	0.05	4	66.7
<i>Hoplopagrus guentheri</i>	10	0.08	4	66.7	3	0.04	3	50
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	8	0.06	3	33.3	4	0.05	3	50
<i>Netuma planiceps</i>	8	0.06	4	66.7	2	0.02	2	33.3
<i>Gillichthys mirabilis</i>	8	0.06	3	50	5	0.06	2	33.3
<i>Albula nemoptera</i>	8	0.06	4	66.7	11	0.13	6	100
<i>Selene peruviana</i>	7	0.05	4	66.7	3	0.04	3	50
<i>Symphurus atricauda</i>	7	0.05	4	66.7	5	0.06	4	66.7
<i>Gobiomorus maculatus</i>	7	0.05	3	50	3	0.04	2	33.3
<i>Larimus acclivis</i>	6	0.05	2	33.3	2	0.02	2	33.3
<i>Atherinella eriarcha</i>	6	0.05	4	33.3	1	0.01	1	16.7
<i>Gymnura marmorata</i>	6	0.05	6	100	5	0.06	5	83.3
<i>Bellator horrens</i>	5	0.04	2	33.3	0	0	0	0
<i>Oligoplites altus</i>	5	0.04	3	50	3	0.04	3	50
<i>Oligoplites saurus</i>	5	0.04	3	50	3	0.04	3	50
<i>Anchoa lucida</i>	5	0.04	5	83.3	6	0.07	5	83.3
<i>Pseudophallus starksii</i>	5	0.04	2	33.3	1	0.01	1	16.7
<i>Sphoeroides annulatus</i>	5	0.04	3	50	1	0.01	1	16.7
<i>Tylosurus exilis</i>	5	0.04	3	50	1	0.01	1	16.7
<i>Dormitator maculatus</i>	5	0.04	3	50	2	0.02	2	33.3
<i>Rhinobatos productus</i>	5	0.04	4	66.7	3	0.04	3	50
<i>Epinephelus analogus</i>	4	0.03	3	50	1	0.01	1	16.7
<i>Selar crumenophthalmus</i>	4	0.03	3	50	2	0.02	2	33.3
<i>Rypticus bicolor</i>	4	0.03	3	50	1	0.01	1	16.7
<i>Caranx hippos</i>	4	0.03	4	66.7	6	0.07	4	66.7
<i>Bagre panamensis</i>	4	0.03	3	50	2	0.02	2	33.3
<i>Galeichthys peruvianus</i>	3	0.02	3	50	17	0.2	3	50
<i>Myrophis vafer</i>	3	0.02	3	50	0	0	0	0
<i>Hyporhamphus rosae</i>	3	0.02	3	50	1	0.01	1	16.7
<i>Centropomus robalito</i>	3	0.02	2	33.3	1	0.01	1	16.7

<i>Heterodontus francisci</i>	3	0.02	2	33.3	1	0.01	1	16.7
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	3	0.02	2	33.3	2	0	2	0
<i>Scorpaena plumieri</i>	3	0.02	2	33.3	2	0.02	2	33.3
<i>Heterodontus mexicanus</i>	3	0.02	2	33.3	1	0.01	1	16.7
<i>Syngnathus auliscus</i>	3	0.02	2	33.3	4	0.05	3	50
<i>Diodon hystrix</i>	3	0.02	3	50	1	0.01	1	16.7
<i>Mustelus californicus</i>	2	0.02	2	33.3	3	0.04	3	50
<i>Serranus fasciatus</i>	2	0.02	2	33.3	1	0.01	1	16.7
<i>Mycteroperca rosacea</i>	2	0.02	2	33.3	2	0.02	2	33.3
<i>Paralabrax auroguttatum</i>	2	0.02	2	33.3	2	0.02	2	33.3
<i>Hypsoblennius gentilis</i>	1	0.01	1	16.7	1	0.01	1	16.7

temporal de la riqueza específica fue detectado, en lo general, en cada una de las estaciones muestreadas en ambos períodos de estudio. La contribución de cada estación, sin embargo, fue diferencial. Las estaciones con mayor riqueza específica correspondieron, durante 1978 y en ese orden, a la I, VII, y II, (76, 53, y 59 especies; promedio 33.7, 30.5 y 25.5) mientras que las más pobres fueron la estación V, IX y IV. En el período 1982-83 el mayor número de especies coincidió con 1978, pero las más pobres fueron la IX, V y IV, (23, 32, y 44 especies; promedio 13.8, 16.8 y 20.3).

Índice de Margalef

Este índice de diversidad fluctuó entre 6.09 y 12.06 durante 1978, y de 5.54 a 11.61 en el período 1982-83 (figura 2b). El comportamiento de los valores siguió al de la temperatura, máximos entre junio y septiembre y mínimos entre noviembre y febrero (figura 2c). El valor recíproco del índice de Berger-Parker mantuvo la misma tendencia en ambos períodos, excepto por un aumento en la homogeneidad en los meses fríos (diciembre y febrero) de 1978 (figura 2b). Individualmente, cada estación de muestreo mantuvo la misma tendencia general de la temperatura, notándose, sin embargo, una tendencia hacia altos valores en el índice de Margalef al interior de la ensenada en los meses de octubre a diciembre durante 1978 (VI 5.17 y 4.40; VII 5.30 y 5.05; VIII 5.07 y 4.35; IX 3.95 y 3.80). En el período de 1982-83 se detectó una tendencia

hacia altos valores en marzo en las estaciones fuera de la ensenada (I 6.54; II 5.24; III 4.79). En la mayoría de los casos, estas tendencias son explicadas por valores inusualmente altos de homogeneidad.

Heterogeneidad

La heterogeneidad mensual fluctuó entre 3.00 y 3.37 bits/ind durante 1978, y de 2.95 a 3.29 durante el período 1982-83 (figura 2a). En ambos períodos el patrón de este índice fue similar, con valores máximos en los meses cálidos (junio-septiembre) y mínimos durante los meses fríos (noviembre-febrero). La equitatividad no fue significativamente diferente en ambos períodos, aumentando la homogeneidad levemente en los meses fríos y apenas disminuyendo en los cálidos (figura 2a).

Durante 1978, la heterogeneidad en los sitios de muestreo siguió un comportamiento temporal similar al ya enunciado para toda la bahía, sin embargo, se observaron algunas desviaciones en la mayoría de las estaciones localizadas al interior de la ensenada, donde se registraron valores elevados en diciembre (VI:3.08 bits/ind; VII: 3.28; VIII: 2.99). En el período 1982-83, la mayoría de las estaciones fuera de la ensenada mostraron valores relativamente altos de heterogeneidad en el mes de marzo (Y: 2.95; II: 2.92; III: 2.90; IV: 2.76). El comportamiento de la equitatividad, sin embargo, explica la mayoría de estas desviaciones en ambos períodos de estudio.

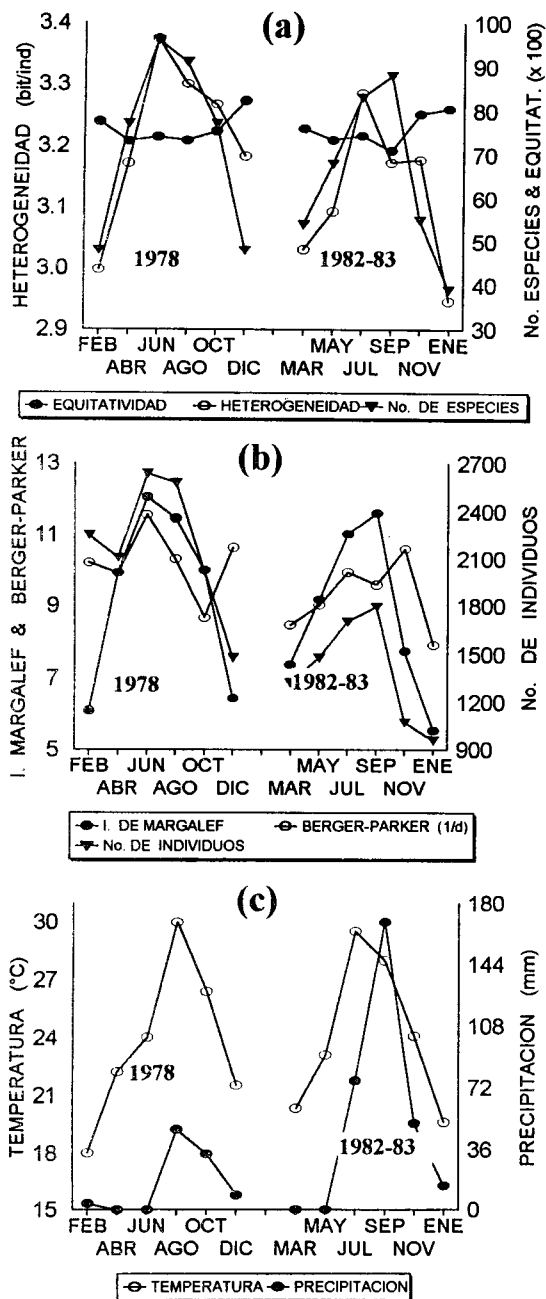


Figura 2. Comportamiento de los indicadores comunitarios y abióticos en ambos periodos, 1978 y 1982-83, en la zona somera de Bahía de La Paz. a) número de especies, heterogeneidad numérica y equitatividad; b) número de individuos, índice de Margalef, y valor recíproco del índice de Berger-Parker; c) temperatura media y precipitación mensual.

Abundancia y densidad

El número de individuos registrado mensualmente, de modo global, fluctuó entre 1479 y 2636 individuos durante 1978, y de 958 a 1795 durante el periodo 1982-83. El patrón de comportamiento de la abundancia numérica fue similar en ambos periodos, con máximos en los meses cálidos y mínimos en los fríos, aunque los valores del periodo de 1982-83 son marcadamente inferiores respecto de 1978 (del orden del 37%). La densidad íctica en la mayoría de las estaciones de muestreo para ambos periodos de estudio, analizadas de modo individual, siguió la tendencia global ya esbozada con excepciones durante febrero de 1978 (I: 2.89 ind/m²; VII: 5.88; VIII: 4.12; IX: 2.37).

Especies dominantes

Prácticamente son 12 las especies que mayor influencia tienen en la variación del número total de individuos capturados mensualmente en ambos periodos. Cada una posee un patrón de abundancia levemente diferente, alternándose la dominancia, pero que en general corresponden a tres patrones básicos: a) especies que siguen el patrón de la temperatura, esto es, con máximos en los meses cálidos y disminuyendo hacia los fríos, como *L. stolifera*, *A. macrolepidota*, *E. californiensis*, y *C. mysticetus* (figura 3a); especies que siguen el patrón opuesto, como *S. caeruleus* que desaparece de las áreas someras entre agosto y septiembre (figura 3b); c) patrón con más de un máximo anual, generalmente en febrero y entre junio y octubre, como *D. peruvianus*, *D. aureolus*, *M. cephalus* y *M. curema* (figura 3c). En otras especies, como *P. approximans*, el patrón de abundancia difiere entre ambos periodos (figura 3c).

Las especies dominantes numéricamente correspondieron, en su mayoría, a especies pelágicas. La figura 4 muestra el patrón de abundancia de siete especies menores, todas bentónicas y presentes la mayor parte del año. De ellas, las más importantes corresponden a la raya *Urolophus halleri*, que alcanza una notoria presencia el primer semestre del año, *Micropogonias altipinnis* y *M. undulatus* con

máximos en verano, y el lenguado *Trinectes fonsecensis*, sin un patrón definido en ambos periodos.

Similitud ictiofaunística entre estaciones

El análisis de agrupamiento mostró que en ambos periodos las estaciones se distribuyeron en dos grandes grupos conteniendo estaciones similares, uno restringido de la VI a la VIII, al interior de la Ensenada, y otro con mayor influencia oceánica con el resto de las estaciones incluyendo además a la IX. Esto implica una persistencia, en lo general, de la composición y relaciones numérica de las especies, puede considerarse cada grupo como una comunidad ictica diferente. El grado de similitud a nivel de la separación de ambos grupos, sin embargo, fue menor en un período respecto del otro. Asimismo, en cada grupo es clara la separación de una estación, la VII al interior de la Ensenada, y la I fuera de ella, ambas con un comportamiento característico tanto en el número de especies, diversidad y abundancia.

Temporalmente, sin embargo, es posible observar una sucesión de cambios en la similitud entre estaciones, que se traduce en agrupaciones diferentes. Es interesante constatar que en ambos periodos a partir del verano son claramente identificables ambos conjuntos icticos mayores, identidad que es sostenida hasta mediados de invierno. De febrero a abril durante 1978 y de marzo a mayo durante 1982-83 se reunen y confunden ambas comunidades, pero reteniéndose las relaciones de la mayoría de los subgrupos al interior.

Patrón espacial de los atributos comunitarios

A pesar de la variación temporal observada en los parámetros comunitarios estimados, existe un claro patrón espacial de los mismos. Los valores promedios de diversidad (riqueza específica, heterogeneidad numérica e índice de Margalef) decrecieron desde Bahía de Pichilingue (I) hacia la Ensenada de la Paz (V). Dentro de la Ensenada, sin embargo, los valores convergieron hacia un máximo frente a la descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales (VII). La densidad

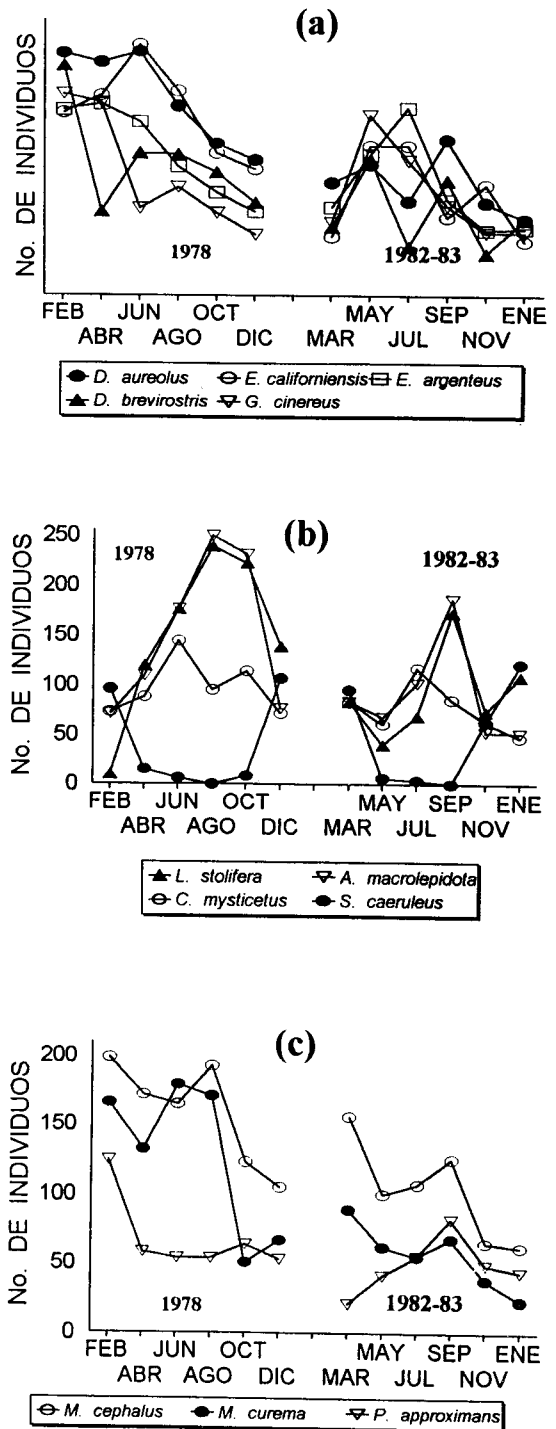


Figura 3. Abundancia mensual de las especies dominantes en la zona de la Bahía de La Paz.

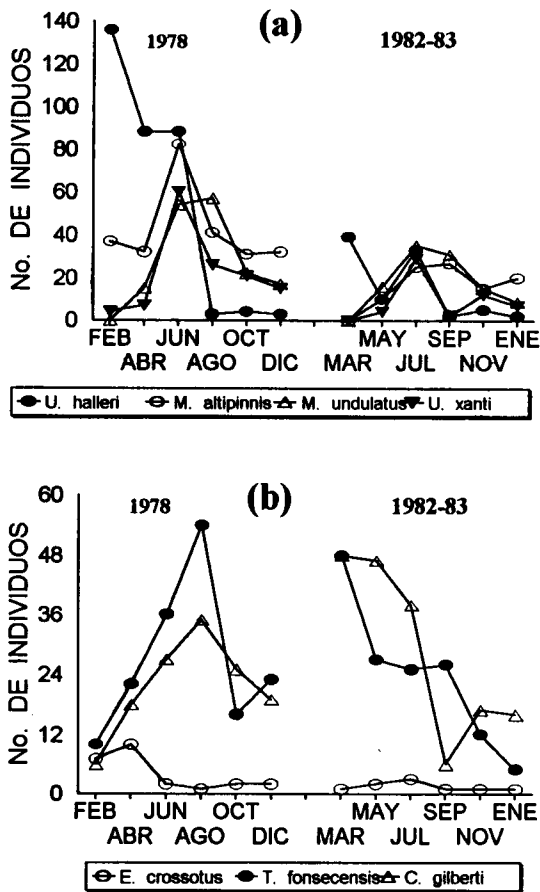


Figura 4. Abundancia mensual de algunas especies de peces bentónicos en la zona somera de la Bahía de La Paz.

mantuvo la misma tendencia anterior, pero esta vez los valores promedios máximos ocurrieron en el interior de la Ensenada (con la excepción de IX), donde la eutroficación de las aguas es mayor (figura 5).

DISCUSIÓN

Los resultados indican que las áreas analizadas, al menos hasta el estrato de los 2 m y para ambos periodos de estudio, son ocupadas ampliamente por una gran cantidad de especies ícticas, con predominio casi absoluto de peces teleósteos y, entre estos últimos, con dominancia de especies de las familias Gerreidae, Mugilidae, Engraulididae y Clupeidae. Entre las de importancia secundaria

aparecen especies bentónicas de Sciaenidae, Achiridae, Paralichthyidae, Urolophidae y Polynemidae, y otras de Haemulidae.

Este mosaico de especies refleja, en rigor y de acuerdo a Longhurst y Pauly (1987), la composición diferencial de los ambientes, con ligero predominio de aguas claras y fondos de arena en la bahía, y el aumento de la turbidez y fondos fangosos en la ensenada, generalmente asociados a áreas de manglar, (Contreras, 1985; Lechuga-Deveze *et al.*, 1986 y 1990). Destacamos que la mayoría de las especies dominantes son eurihalinas, por lo que soportan adecuadamente el amplio intervalo de salinidad registrado en las pequeñas bahías, esteros y lagunas de esta área (Espinosa *et al.*, 1980).

A pesar de las diferencias específicas, el comportamiento global del número de especies, diversidad y abundancia (y densidad) del conjunto de peces en las áreas someras investigadas, siguió un patrón definido por la temperatura. Los valores máximos ocurrieron en los meses cálidos y los mínimos en los más fríos. Patrones similares de cambio, al menos en cuanto a la abundancia, han sido observados en otras áreas someras (Horn y Allen, 1985; Santos y Nash, 1995).

Sin embargo, la razón subyacente de la gran diferencia en abundancia entre ambos periodos estudiados no es obvia. Las diferencias en temperatura son, aparentemente, pequeñas, no así el patrón de precipitación. Las lluvias de verano en el periodo 1982-83 prácticamente triplicaron las de 1978, en cambio las de invierno son similares. Paradójicamente, las mayores diferencias ocurrieron en meses fríos, entre enero 1983 y febrero 1978 (57.3%), variando la diferencia entre 10.8 y 43.9% entre otros meses adyacentes. Especialmente, en todas las estaciones hubo una disminución numérica, pero las principales diferencias ocurrieron en las estaciones VII (de 2938 individuos en 1978 a 1782 en 1982-83), VIII (de 2184 a 1321) y IX (de 771 a 281), por una probable participación de la contaminación fecal en el decremento al interior de la ensenada (vease Trejo y Mayoral, 1984) para una descripción preliminar de la distribución de coliformes en la ensenada).

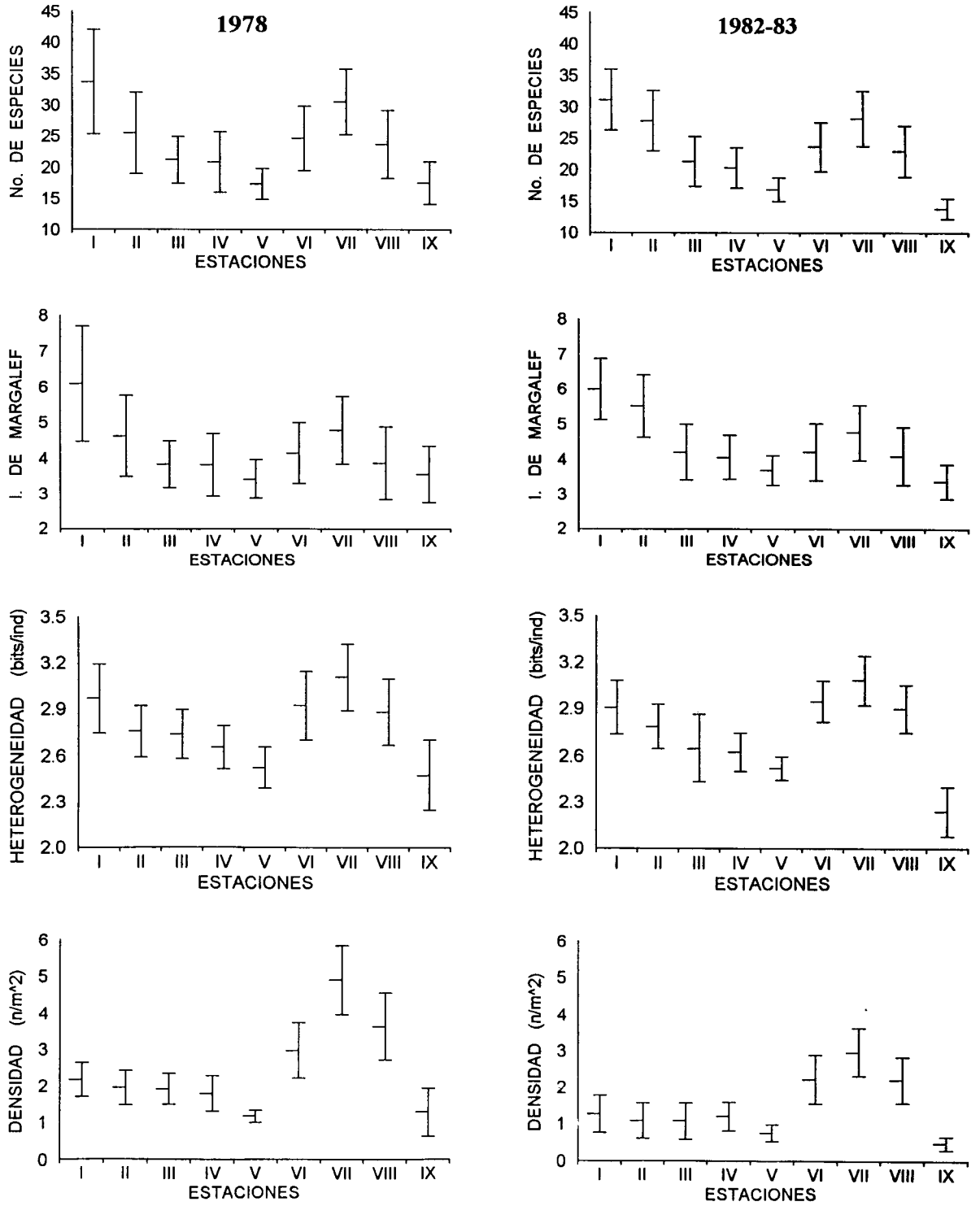


Figura 5. Distribución espacial del valor promedio anual (± 1 desviación estándar) del número de especies icticas; índices de Margalef; heterogeneidad numérica y densidad en la zona costera de Bahía de La Paz.

La disminución en el número de especies, diversidad y abundancia (y densidad) desde bahía Pichilingue hacia la ensenada parece estar asociada con dos factores. Por un lado, la disminución de la distancia con la ciudad de La Paz implicaría creciente accesibilidad y afectación, y por otro, la superficie de cada área y el número de habitats disponibles, en general, decrecen en el mismo sentido. Al interior de la ensenada, sin embargo, la direccionalidad parece estar en relación con el tipo de sedimento y cantidad de materia orgánica asociado a él, (mayor en sustratos limo-arcillosos y muy bajos en los arenosos; Pérez-Nevarez, 1995); la distancia con el canal de descarga de la planta de tratamiento (fuente de materia orgánica); y secundariamente con la magnitud de los manglares circundantes a cada estación, mismos que han ido paulatinamente disminuyendo en superficie (Mendoza *et al.*, 1984). La magnitud de manglar afectada entre 1973 y 1981 alcanzó un 23% (44.24 hectáreas) de acuerdo a estos últimos autores.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Joaquín Arvizu Martínez su colaboración en algunos muestreos y a Oscar Armendáriz la confección de la figura 1. Asimismo se reconoce el apoyo económico otorgado por el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (PCECBNA-021177) al segundo autor.

LITERATURA CITADA

- ABITIA-CÁRDENAS, L.A., J. RODRÍGUEZ-ROMERO, F. GALVÁN-MAGAÑA, J. DE LA CRUZ-AGÜERO y H. CHÁVEZ. 1994. Lista sistemática de la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 20(2): 159-181.
- BALART, E.F., J.L. CASTRO-AGUIRRE, D. AURIOLES-GAMBOA, F. GARCÍA-RODRÍGUEZ y C. VILLAVICENCIO-GARAYZAR. 1995. Adiciones a la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*. 5(1-2):79-85
- CADDY, J.F. y G.D. SHARP. 1986. An ecological framework for marine fishery investigations. *FAO Fish. Tech. Pap.* (283): 152 p.
- CARMONA, R. y S. RAMÍREZ. 1994. Uso de otolitos en la identificación de marcas de crecimiento de la cabrilla piedrera, *Epinephelus labriformis* (Pisces: Serranidae). *Rev. Inv. Cient. Ser. Cienc. Mar. UABCS*. 5(1):27-29.
- CASTRO-AGUIRRE, J.L., E.F. BALART y J. ARVIZU-MARTÍNEZ. 1994. Consideraciones generales sobre la ictiofauna de las lagunas costeras de México. *Zoología Informa*, ENCB-IPN. (27): 47-84.
- CHÁVEZ, H. 1985a. Aspectos biológicos de las lisas (*Mugil spp.*) de Bahía de La Paz, B.C.S., México, con referencia especial a juveniles. *Inv. Mar. CICIMAR*. 2(2):1-22.
- CHÁVEZ, H. 1985b. Bibliografía sobre los peces de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Inv. Mar. CICIMAR*. No. Esp. 2:1-75.
- CONTRERAS, F. 1985. *Las lagunas costeras Mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo y Secretaría de Pesca. México. 253 p.
- DAY, J.W. y A. YAÑEZ-ARANCIBIA. 1985. Coastal lagoons and estuaries as an environment for nekton. 17-34. *En: A. Yañez-Arancibia (Ed.) Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: toward an ecosystem integration*. UNAM, México.

- DÍAZ U. y J.F. ELORDUY G. 1989. Estacionalidad de anillos en otolitos y factor de condición de *Caulolatilus affinis*. 55-61. En: D. Siqueiros Beltrones, J. García Pámanes, J. Guzmán Poo y E. González Navarro (Eds). *Memorias del VII Simposium Internacional de Biología Marina*, La Paz, B.C.S. 1-5 de junio 1988.
- ELORDUY-GARAY, J.F. y J. CARAVEO-PATIÑO. 1994. Hábitos alimentarios de la pierna, *Caulolatilus princeps* Jenyns 1842 (Pisces: Branchiostegidae), en bahía de La Paz, B.C.S., México. *Ciencias Marinas*. 20(2):199-218.
- ELORDUY-GARAY, J.F. y J.G. DÍAZ-URIBE. 1994. Age validation of *Caulolatilus affinis*, Gill 1865 (Pisces: Branchiostegidae) from the Gulf of California using otoliths. *Scientia Marina*. 58(4):277-287.
- ELORDUY-GARAY, J.F. y S. RAMÍREZ-LUNA. 1994. Gonadal development and spawning of female ocean whitefish, *Caulolatilus princeps* (Pisces: Branchiostegidae) in the Bay of La Paz, B.C.S., Mexico. *J. Fish. Biol.* 44:553-566.
- ESPINOSA G., M., E.S. AMADOR, J. LLINAS y E. DÍAZ. 1980. Ecología de la fauna bentónica en dos áreas de manglar de la Bahía de La Paz, B.C.S. México. *Memorias de la VI Reunión de CIBCASIO*: 30-47.
- FRIEDRICH, H. 1973. *Marine biology. An introduction to its problems and results*. Washington: Univ. Of Washington Press. xii+474 p.
- HORN, M.H. y L.G. ALLEN. 1985. Fish community ecology in southern California bays and estuaries. 169-190. En: A. Yañez-Arancibia (Ed). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*. UNAM. Mexico.
- KREBBS, C.J. 1985. *Ecología. Estudio de la distribución y abundancia*. Harla. México. xxxii + 753 pp.
- LECHUGA-DEVEZE, C.H., J. GARCÍA PÁMANES y J.J. BUSTILLOS GUZMÁN. 1986. Condiciones ecológicas de una laguna costera de la costa oeste del Golfo de California. Turbiedad y clorofila a. *Ciencias Marinas*. 12(1):19-31.
- LECHUGA-DEVEZE, C.H., J.J. BUSTILLOS GUZMÁN, M.T. BARREIRO GÜEMEZ y D. LÓPEZ CORTÉS. 1990. Oscilaciones semi-diurnas, diarias y estacionales de variables físicas en la Ensenada de La Paz, B.C.S. *Inv. Mar. CICIMAR*. 5(1):1-9.
- LEIJA-TRISTÁN, A., J.A. DE LEÓN-GONZÁLEZ y H. RODRÍGUEZ-GARZA. 1992. Variación diurna de la ictiofauna intermareal de otoño en la Laguna de La Paz, Baja California Sur, México. *Publicaciones Biológicas-F.C.B./U.A.N.L.*, México. 6(2):149-154.
- LONGHURST, AR. y D. PAULY. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, Inc. 407 pp.
- MAEDA M., S. CONTRERAS y O. MARAVILLA. 1982. Abundancia y diversidad de la ictiofauna en tres áreas de manglar de la Bahía de La Paz, México. *CIBCASIO Transactions*. 6:138-151.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity*. Princeton University Press, Princeton, N.J. x + 179 pp.
- MENDOZA, R., E. AMADOR, J. LLINAS y J. BUSTILLOS. 1984. Inventario de las áreas de manglar en la Ensenada de Aripes, B.C.S. 43-52. En: *Memoria de la I Reunión sobre ciencia y sociedad: presente y futuro de la Ensenada de La Paz*. UABCS/Gobierno del Estado de B.C.S.
- PÉREZ NEVAREZ, V. 1995. *Zonación y estructura de la comunidad de moluscos bivalvos en la Ensenada de La Paz, B.C.S., México*. Tesis de Maestría en Ciencias Marinas, CICIMAR. vii+91 pp.

- PÉREZ-ESPAÑA, H., F. GALVÁN-MAGAÑA y L.A. ABITIA-CÁRDENAS. 1996. Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos del suroeste del Golfo de California, México. *Ciencias Marinas*. 22(3): 273-294.
- RAMÍREZ LUNA, S. y J.F. ELORDUY G. 1989. Caracterización y distribución de huevos en las gónadas de hembras de *Caulolatilus princeps*. 63-70. En: D. Siqueiros Beltrones, J. García Pámanes, J. Guzmán Poo y E. González Navarro (Eds.) *Memorias del VII Simposium Internacional de Biología Marina*, La Paz, B.C.S., 1-5 de junio 1988.
- REMANE, A. y C. SCHLIEPER. 1958. *Die biologie des brackwassers*. Stuttgart: Schweizerbart, 348 pp.
- ROCHA-OLIVARES, A. y V.M. GÓMEZ-MUÑOZ. 1993. Validación del uso de otolitos para determinar la edad del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* (Perciformes: Lutjanidae), en la Bahía de La Paz y aguas adyacentes, B.C.S., México. *Ciencias Marinas*. 19(3): 321-331.
- SANTOS, R.S. y R.D.M. NASH. 1995. Seasonal changes in a sandy beach fish assemblage at Porto Pim, Faial, Azores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 41:579-591.
- SNEATH, P.H.A. y R.R. SOKAL. 1973. *Numerical taxonomy. The principles and practice of numerical classification*. San Francisco: W.H. Freeman and Company, xv+573 pp.
- TREJO D., S. y E. MAYORAL V. 1984. Estudio de la calidad físico-química y bacteriológica del agua y almeja catarina *Argopecten circularis* en la Ensenada de La Paz, B.C.S. 31-42. En: *Memoria de la I Reunión sobre ciencia y sociedad: presente y futuro de la Ensenada de La Paz*. UABCS-Gobierno del Estado de B.C.S.
- VILLAVICENCIO GARAYZAR, C.J. 1991. Observations on *Mobula munkiana* (Chondrichthyes: Mobulidae) in the Bahía De La Paz, B.C.S., Mexico. *Rev. Inv. Cient. Ser. Cienc. Mar. UABCS*. 2(2):78-81.
- YAÑEZ-ARANCIBIA, A. Y R.S. NUGENT. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras *An. Centro Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*. 4(1):107-114.