

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Programa de Posgrado en Ciencias
en Ecología Marina**

**Estructura comunitaria de los peces asociados a
bosques de macroalgas en Campo Kennedy, Ensenada,
Baja California, México**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Rigoberto Jesús Moreno Mendoza

Ensenada, Baja California, México
2016

Tesis defendida por

Rigoberto Jesús Moreno Mendoza

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Jorge Adrián Rosales Casián
Director de tesis

Dra. Ma. Elena Solana Arellano

Dr. Víctor Manuel Wong Ortega



Dr. David Alberto Rivas Camargo
Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Rigoberto Jesús Moreno Mendoza © 2016

Queda prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin el permiso del autor

Resumen de la tesis de Rigoberto Jesús Moreno Mendoza, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina

Estructura comunitaria de los peces asociados a bosques de macroalgas en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California, México

Resumen aprobado por:

Dr. Jorge Adrián Rosales Casián
Director de tesis

En los ecosistemas marinos templados, las macroalgas son importantes para muchas especies de peces. El alga gigante, *Macrocystis pyrifera*, forma densos bosques en áreas del Pacífico noreste los cuales son utilizados por la ictiofauna como zonas de guardería, áreas de alimentación y como refugio en contra de depredadores. Se realizaron 12 visitas mensuales (enero a diciembre 2014) al sitio conocido como Campo Kennedy (Ensenada, Baja California, México) y se efectuó un total de 61 monitoreos mediante buceo autónomo SCUBA para identificar las especies de peces y contabilizar los individuos; los transectos de 30 m de largo por 4 m de ancho tanto en la zona pelágica como en la bentónica y se tomaron en cuenta las especies dentro y fuera de transectos. Se contabilizó un total de 11,787 peces pertenecientes a ocho órdenes, 22 familias, 31 géneros y 39 especies; un total de 31 especies se registraron dentro de los transectos y ocho especies fuera de ellos. Las temperaturas mensuales en el fondo del bosque de algas presentaron un promedio anual de $15.4\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2.4\text{ DE}$ (\pm desviación estándar) durante el estudio; la temperatura promedio más alta ($20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.7$) se registró en septiembre, mientras que abril presentó la menor temperatura promedio ($12\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.0$). La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis indicó diferencias entre las temperaturas promedio mensuales (KW, $p=0.001$). Con respecto a los atributos comunitarios, la riqueza específica más alta se presentó en el mes de junio con 21 especies, mientras que el valor más bajo se obtuvo en el mes de marzo con diez especies. La diversidad más elevada (Índice de Shannon) se presentó en el mes de junio ($H' = 2.05$) y el valor más bajo en noviembre con $H' = 1.2$. El índice de equitatividad de Pielou (J') presentó un intervalo de 0.40 a 0.70, con el valor más bajo calculado para el mes de noviembre y el más alto para marzo (0.70). De acuerdo al Índice de Importancia en la Comunidad (ICI) las tres especies más importantes fueron: la señorita (*Oxyjulis californica*) por su alta abundancia y ocurrencia en el 100% de los transectos, le siguió el pez vieja (*Semicossyphus pulcher*) presente en el 93.4% de los transectos y la perca negra (*Embiotoca jacksoni*) en el 77.1% de las observaciones. Los transectos pelágicos presentaron una densidad promedio general de $119.2\text{ peces}/120\text{m}^2 \pm 77.2\text{ DE}$, en octubre se registró la densidad más elevada del año con $168 \pm 179.2\text{ (peces}/120\text{m}^2)$ y septiembre con el valor más bajo de $45.6 \pm 19.8\text{ (peces}/120\text{m}^2)$. Los transectos bentónicos presentaron una densidad promedio de $167.6 \pm 27.4\text{ DE peces}/120\text{m}^2$, y durante enero presentó el valor más elevado con $167.7 \pm 27.4\text{ (peces}/120\text{m}^2)$ y marzo el valor más bajo con $57 \pm 2\text{ peces}/120\text{m}^2$.

Palabras clave: Bosque de *Macrocystis*, importancia de ictiofauna, riqueza, diversidad.

Abstract of the thesis presented by Rigoberto Jesús Moreno Mendoza as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology

Community structure of fishes associated to kelp forest beds at Campo Kennedy, Ensenada, Baja California, México

Abstract approved by:

Dr. Jorge Adrián Rosales Casián
Thesis director

In the marine temperate ecosystems, the macroalgae beds are very important to many fish species. The giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, form dense forests in areas of the northeast Pacific. These forests are used by the fish fauna as nursery areas, feeding grounds and as shelter against predators. We realized a total of 12 monthly visits during 2014 (January-December) to the site known as Camp Kennedy (Ensenada, Baja California, México), and a number of 61 monitoring transects were performed by SCUBA diving to identify fish species and account for individuals; the belt transects were made in a distance of 30 m by 4 m wide in both the pelagic and benthic zones, and species and in and out of transects were taken into account. A total of 11,787 fish was accounted belonging to eight orders, 22 families, 31 genera and 39 species; a number of 31 species were recorded within transects and eight species out of them. The monthly temperatures in the kelp forest bottom had an overall mean of $15.4\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2.4$ (\pm standard deviation); September showed the highest temperature mean of $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.7$, while April had the lowest temperature mean with $12\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0$. Nonparametric Kruskal-Wallis test indicated significant differences between months (KW, $p = 0.001$). With respect to the community attributes, the highest species richness was presented in June with 21 species, while the lowest value was obtained in March with ten species. The highest diversity (Shannon index) occurred in June ($H' = 2.05$) and the lowest value in November with $H' = 1.2$. The Pielou evenness index (J') has a range from 0.40 to 0.70, with the lowest value calculated for the month of November and the highest for March (0.70). According to the Index of Community Importance (ICI), the three most important species were: the Señorita (*Oxyjulis californica*) for its high abundance and occurrence in 100% of transects, followed by the California sheephead (*Semicossyphus pulcher*) that was present in 93.4% of transects and the black perch (*Embiotoca jacksoni*) in 77.1% of the observations. The pelagic transects had an overall average density of 119.2 ± 77.2 DE (fish/120m²), October showed the highest density of the year with 168 ± 179.2 (fish/120m²), and September presented the lowest value of 45.6 ± 19.8 (fish/120m²). The benthic transects had an average density of 167.6 ± 27.4 fish/120m², and in January had the highest value 167.7 ± 27.4 (fish/120m²) and March the lowest value of 57 ± 2 fish/120m².

Keywords: *Macrocystis* forest, importance of ichthiofauna, specific richness, diversity.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACyT por la beca otorgada para la realización de este posgrado.

A mi director de tesis, el Dr. Jorge Adrián Rosales Casián, por la paciencia y el tiempo dedicado a la culminación de este trabajo. A mis sinodales, la Dra. Elena Solana Arellano por sus comentarios, paciencia y apoyo para terminar la tesis; así como al Dr. Víctor Wong Ortega por los comentarios hechos a este trabajo.

Al coordinador del posgrado en Ecología marina, el Dr. David Rivas Camargo, por todo el apoyo ofrecido para poder culminar la presentación de esta tesis

A Elizabeth Farias, secretaria del departamento de Ecología marina por todo su apoyo en la realización de trámites, consejos y uno que otro jalón de orejas. A Karina Ortiz, secretaria del departamento de contabilidad por su importante trabajo de llevar las finanzas de las salidas a campo de manera saludable.

A todas las secretarias del departamento de servicios escolares: Norma Fuentes Domínguez, Citlali Romero, Dolores Sarracino, Rebeca Pineda por su invaluable apoyo y consejo para la realización de todos los trámites relacionados con el posgrado. Muchas gracias señoritas.

Quiero reconocer y agradecer ampliamente a mis compañeros y amigos del Centro Regional de Investigación Pesquera-Yucalpetén: Kenneth Cervera, Juan Carlos Espinoza, Edgar Cob, Verónica Ríos Lara y Álvaro Hernández, ya que sin ellos, no hubiese podido venir a estudiar una maestría. Muchas gracias por la confianza y el haberme brindado las oportunidades laborales y económicas.

A Luis Ángeles González por su gran ayuda en los análisis estadísticos con el software R.

Finalmente a todas las personas que de una u otra manera hicieron de este tiempo, algo espectacular o que aportaron dinero para una buena causa (o al menos, eso quiero creer). Diana blu, Omar González, Mariana Chavik, Beto, Ramón, Uriel, Gaspar, Mishelle, Paty, Diego, Kawsay y Alán, Lizz y en niño Carlos.

Tabla de contenido

	Página
Resumen español	li
Resumen inglés	lii
Agradecimientos	lv
Lista de figuras	Vii
Lista de tablas	Ix
1. Introducción	1
1.1 Antecedentes.....	3
1.2 Objetivo.....	5
1.3 Objetivos particulares.....	5
2. Materiales y Métodos	6
2.1 Área de estudio.....	6
2.3 Monitoreo de peces.....	7
2.3 Temperatura.....	8
2.4 Afinidad Ictiogeográfica.....	8
2.5 Análisis de los atributos comunitarios.....	9
2.5.1 Abundancia.....	9
2.5.2 Índice de importancia en la comunidad (ICI).....	9
2.5.3 Riqueza específica (S).....	10
2.5.4 Diversidad.....	10
2.5.5 Índice de Pielou.....	11
2.6 Análisis estadísticos.....	11
2.6.1 Análisis multidimensional no métrico (MDS).....	12
2.6.2 Análisis clúster.....	12
3. Resultados	13
3.1 Primer registro para México del roquil <i>Rathbunella alleni</i>	17
3.2 Temperatura.....	18
3.2.1 Análisis de la temperatura.....	19

3.3 Abundancia.....	21
3.4 Análisis de las densidades (ind/120m ²).....	23
3.5 Índice de importancia en la comunidad (ICI).....	25
3.6 Índices ecológicos.....	27
3.7 Frecuencia de tallas para las especies más abundantes en transectos pelágicos.....	28
3.8 Frecuencia de tallas para las especies más abundantes en transectos bentónicos.....	30
3.9 Análisis multidimensional no métrico (MDS).....	32
3.10 Análisis clúster.....	33
4. Discusión.....	34
5. Conclusiones.....	40
6. Lista de referencias bibliográficas.....	42

Lista de figuras

Figura		Página
1	Ubicación geográfica de Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.....	7
2	Número de especies por familia de peces asociados a dos hábitats (pelágico y bentónico) en los mantos de <i>M. pyrifera</i> en Campo Kennedy, Ensenada, B.C.....	15
3	Individuo de <i>Rathbunella alleni</i> registrado en el mes de julio en Campo Kennedy. Constituye el primer registro de esta especie para México.....	17
4	Distribución de temperatura mensual \pm DE ($^{\circ}$ C) de fondo (enero-diciembre 2014) registrada en Campo Kennedy Ensenada, Baja California.....	19
5	Temperatura ($^{\circ}$ C) promedio (\pm DE) por estaciones (invierno-otoño 2014) en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.....	20
6	Abundancia relativa (%) de especies registradas en los transectos pelágicos en Campo Kennedy, Ensenada, B.C.....	21
7	Abundancia relativa (%) de especies registradas en los transectos bentónicos en Campo Kennedy, Ensenada, B.C.....	22
8	Abundancias promedio (peces/transecto + DE) mensuales durante 2014 en los mantos de <i>Macrocystis pyrifera</i> en Campo Kennedy, Ensenada, B.C.....	22
9	Densidad promedio mensual (peces/120 m ² \pm DE) para los transectos pelágicos. N= 5,195 peces.....	23
10	Densidad promedio mensual (peces/120 m ² \pm DE) para los transectos bentónicos. N= 6,592 peces.....	24
11	Densidades promedio mensuales (no peces/120 m ²) para los transectos pelágicos y bentónicos con la temperatura promedio mensual ($^{\circ}$ C) en Campo Kennedy, Ensenada, B.C.....	25
12	Índice de diversidad de Shannon (H'), riqueza específica (S) e Índice de Pielou (J') para cada mes del año.....	27

13	Histogramas de frecuencias de tallas para las cinco especies más abundantes en los transectos pelágicos en Campo Kennedy.....	29
14	Histogramas de frecuencias de tallas para las cinco especies más abundantes en los transectos bentónicos en Campo Kennedy.....	31
15	Análisis multidimensional no métrico (MDS) de acuerdo a las abundancias promedio por estaciones (Inverno-Otoño, 2014) en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.....	32
16	Dendograma Bray-Curtis con las abundancias por meses (Enero-Diciembre 2014) en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.....	33

Lista de tablas

Tabla		Página
1	Listado taxonómico de las especies registradas en campo Kennedy, Ensenada, Baja California durante el periodo enero-diciembre (2014). Cv: censo visual; R: rover o buceo errante; P: pelágico; B: bentónico.....	14
2	Listado de especies de peces compartidas y exclusivas para cada tipo de hábitat (pelágico y bentónico) en Campo Kennedy, Ensenada, B.C.....	16
3	Temperatura promedio \pm DE ($^{\circ}$ C) de fondo (enero-diciembre 2014) registrada en Campo Kennedy Ensenada, Baja California.....	18
4	Resultados de la prueba a posteriori de comparación múltiple de la temperatura entre meses ($p < 0.05$).....	20
5	Resultados de la prueba a posteriori de comparación múltiple para la temperatura promedio entre periodos estacionales ($p < 0.05$).....	21
6	Resultado de la prueba a posteriori de comparación por pares.....	24
7	Importancia de las especies de peces de acuerdo al Índice de Importancia de la Comunidad (ICI) en Campo Kennedy, Baja California, México (enero-diciembre 2014).....	26

1. Introducción

Los hábitats rocosos submareales someros, en la mayoría de las áreas costeras templadas son notoriamente dominados por grandes algas cafés de los órdenes Laminariales y Fucales. Estas algas se denominan comúnmente macroalgas, aunque el término técnicamente se refiere sólo a las agrupadas dentro de las Laminariales. Su alta productividad y compleja estructura biológica hacen de los macroalgas miembros especialmente importantes de sus comunidades. El alga gigante, *Macrocystis pyrifera*, forma densos bosques en áreas del Pacífico noreste, así como en las costas del sur de Sudamérica, muchas islas del Océano Austral y zonas aisladas del sur de África, Australia y Nueva Zelanda. Dentro de los factores ambientales más importantes para las comunidades de macroalgas se incluyen la luz, el tipo de sustrato, sedimentación, nutrientes, movimiento de agua (corrientes, ondas internas, oleaje), salinidad y la temperatura (Charters, A. C., Neushul, M. y Coon, D., 1972, 1973; Dayton, P. K., 1985).

La estructura del hábitat (relieve, complejidad y área de superficie) ha sido reconocida como uno de los factores que contribuyen al incremento de la diversidad y abundancia de las especies en las comunidades ícticas en los arrecifes coralinos (Luckhurst, B. E. y Luckhurst, K., 1978) y en los arrecifes rocosos (Alevizon, W. S y Brooks, M. G., 1975; Bell, J. D., 1983). Esta complejidad estructural puede ser proporcionada por elementos abióticos (rocas, metal o concreto) y bióticos (arrecifes de coral y los bosques de macroalgas). En general, el aumento de la complejidad estructural (indicado por un alto relieve vertical y espacios intersticiales) incrementa la disponibilidad de refugio para los peces, y también proporciona un hábitat para las especies presa, que son utilizadas como la base de forrajeo para organismos de tallas mayores (Quast, J. C., 1968; Wheeler, A., 1980).

En los ecosistemas marinos templados, un componente importante en las características estructurales de un arrecife rocoso es impartido por el desarrollo de las comunidades de algas. A diferencia de las estructuras de coral, la composición de las algas y sus características estructurales varían dramáticamente en escalas espaciales y temporales. Las comunidades de macroalgas son importantes para muchas especies de peces que las utilizan como refugio en contra de depredadores, áreas de guarderías y zonas de alimentación (Keats, D.W., 1987; Fossá, J.H.,1991; Wennhage y Pihl, 2002).

Las macroalgas pueden proporcionar orientación física y aumentar considerablemente la complejidad estructural del sustrato rocoso, que funciona como una extensión del sustrato de manera vertical en la columna de agua (Quast, J.C., 1968; Wheeler, A., 1980). Los bosques de macroalgas formadoras de dosel (conjunto de frondas algales flotantes) en la costa oeste de América del Norte, albergan comunidades de peces abundantes y diversas (Limbaugh, C., 1955; Quast, J.C. 1968 a,b; Miller, D.J. y Geibel, J. J., 1973; Leaman, B.M., 1980). El hábitat del bosque de macroalgas comprende dos componentes distintos: el sustrato o arrecife en el cual las algas crecen y las algas que componen el bosque. Los componentes del sustrato pueden variar de casi plano y con poca estructura, a grandes afloramientos rocosos con un alto relieve vertical y estructura compleja (Quast, J.C 1968a; Alevizon, W. S., y Brooks, M.G., 1975; Ebeling, A. W.; Larson, R. J. y Alevizon, W. S., 1980; Bell, J. D., 1983).

En comparación con los arrecifes de coral, los bosques de macroalgas son más productivos (Duggins, D. O., Simenstad, C. A. y Estes, J. A., 1989), tienen una menor diversidad de especies de peces (Ebeling, A. W., y Hixon, M. A., 1991) y mantienen una ictiofauna con un nivel trófico más elevado debido a la escasez de herbívoros (Gaines, S. D., y Lubchenco, J., 1982). Dentro de este ecosistema, la diversidad y abundancia de las comunidades ícticas pueden estar fuertemente influenciados por los diferentes componentes físicos y biológicos de la comunidad de bosques de macroalgas (Ebeling et al. 1980a). La densidad y abundancia de especies de peces de arrecifes templados se encuentra relacionados positivamente con la presencia y abundancia de laminarias (Choat, J. H., y Ayling, A. M., 1987; Ebeling, A. W., y Hixon, M. A., 1991). Por lo general, se ha aceptado que los arrecifes rocosos con alto relieve físico presentan comunidades ícticas más abundantes que uno con poco relieve (Quast, J. C., 1968; Miller y Geibel, 1973; Ebeling et al. 1980a) y una zona con macroalgas marinas, en particular las especies formadoras de dosel, soportarán más peces que uno sin algas (Quast, J. C., 1968; Miller, D. J., y Geibel, J. J., 1973; Larson, R. J., y DeMartini, E. E., 1984; Laur et al., 1988; Bodkin, J., 1988).

1.1 Antecedentes

En la costa templada del Pacífico, Bodkin, J. (1986) comparó la abundancia y la composición de peces conspicuos en bosques de dos especies de macroalgas (*Macrocystis pyrifera* y *Nereocystis luetkeana*) en las costas de San Luis Obispo y de Monterey California (EUA); en ambos bosques se identificaron 27 especies de peces dentro de los transectos y ocho especies más fuera de estos. En los bosques de *Macrocystis* sp., se identificaron 26 especies de peces dentro de los transectos y diez fuera de ellos; en los bosques de *N. luetkeana* el total fue 23 especies dentro de transectos y cuatro especies fuera de ellos. Cuatro especies de peces se observaron únicamente en presencia de *Macrocystis*: *Phanerodon furcatus*, *Hypsurus caryi*, *Sebastes nebulosus* y *Coryphopterus nicholsi*; mientras que sólo una especie fue exclusiva de *Nereocystis*: *Atherinopsis californiensis* (Bodkin, 1986). La composición de especies de peces fue similar entre las dos especies de macroalgas, aunque la biomasa fue 2.4 veces mayor en *Macrocystis* que en *Nereocystis*, y el rocot azul *Sebastes mystinus* fue la especie más abundante en ambos bosques.

Bodkin, J. (1988) removió una hectárea de bosque y la comparó con un área similar adyacente con macroalgas en la costa central de California. Previo a la remoción, se observaron siete especies de peces pelágicos y 22 especies de peces asociados al fondo con la mayor ocurrencia de rocot azul; los pelágicos dominaron numéricamente y su composición en los dos sitios fue casi idéntica antes y después de la remoción. La densidad de tres especies de juveniles de *rocots* (principalmente *S. mystinus*) fue más alta en el sitio sin algas, y los adultos de *S. mystinus* y *Oxyjulis californica* fueron más abundantes en el sitio control. Posterior a la remoción se identificaron nueve especies en transectos pelágicos y 23 especies de peces bentónicos. La abundancia de cinco especies de adultos y juveniles de *rocots* se redujo significativamente después de eliminar el *Macrocystis*. Se observaron dos cambios significativos en el sitio control: *S. melanops* disminuyó en abundancia mientras *Aulorhynchus flavidus* aumentó tras la manipulación. La densidad de peces bentónicos tras la remoción de algas fue menor que las especies pelágicas. La densidad de *S. melanops* aumentó significativamente en el sitio control después de la manipulación, mientras que los juveniles de *Sebastes* sp.

disminuyeron. En el sitio experimental, *Rhacochilus vacca* y *S. chrysomelas* disminuyeron en densidad y frecuencia después de la eliminación de algas.

Carr, M. H. (1989) determinó el reclutamiento de peces en los bosques de *M. pyrifera* en Isla Santa Catalina, California. De las cinco especies de peces encontradas en el bosque, tres fueron abundantes y dos no fueron comunes. La densidad de los juveniles del año (YOY) y de juveniles de *Brachyistius frenatus*, *Heterostichus rostratus* y *Paralabrax clathratus* fue significativamente mayor en presencia de *Macrocystis*. Las densidades de adultos de *B. frenatus* y *H. rostratus* no fueron diferentes entre los niveles de profundidad de *Macrocystis*. La densidad de adultos de *P. clathratus* entre las profundidades de *Macrocystis* no fue significativa en contraste con las diferencias exhibidas por los juveniles de año.

Paddack, M. y Estes, J. (2000), determinaron la estructura poblacional (densidad y distribución de tallas) de diez especies de peces en bosques de *M. pyrifera* (14 m de profundidad y relieve rocoso moderado) entre tres reservas marinas y en dos áreas adyacentes bajo explotación en la costa de California central. El trabajo se centró en los peces comunes en los bosques y que son explotadas por la pesca comercial y recreativa. Esto incluyó seis especies de rocots, *Sebastes atrovirens*, *S. carnatus*, *S. caurinus*, *S. chrysomelas*, *S. humilis* y *S. miniatus*, además de *Ophiodon elongatus*, *Hexagrammos decagrammus*, *Semicossyphus pulcher* y *Scorpaenichthys marmoratus*. Las densidades de peces fueron 12-35% mayor en las reservas sin ser significativamente diferente a las de áreas explotadas, al igual que las densidades por especie. En las dos reservas con mayor tiempo de protección, las tallas de peces fueron significativamente mayores respecto a las áreas no protegidas. Las tallas medias en la reserva con menor tiempo de protección no difirieron significativamente respecto a las áreas protegidas con mayor tiempo.

En el Pacífico mexicano, Díaz-Díaz, M. E. (1983) realizó un estudio en la Bahía de Todos Santos, Ensenada, Baja California sobre los hábitos alimentarios de cinco especies de peces asociadas a un bosque de *M. pyrifera*. Las especies estudiadas fueron: la vieja (*S. pulcher*), la señorita piedrera (*H. semicinctus*), la señorita (*O. californica*), la cabrilla sargacera (*P. clathratus*) y el rocot sargacero (*S. atrovirens*).

Rosales-Casián, J. A. (1997) recolectó con anzuelo y red agallera experimental (apertura de malla: uno, dos y tres pulgadas) varias especies de peces asociados a bosques de *Macrocystis pyrifera* y registró un total de 47 especies, comprendidas en 11 órdenes, 25 familias y 38 géneros. El orden mejor representado fue Perciformes con 24 especies, seguido por Scorpaeniformes con ocho especies y finalmente los órdenes Rajiformes y Charchariniformes presentaron tres especies cada uno.

De acuerdo a lo anterior, el propósito del presente trabajo es determinar el comportamiento espacio-temporal de la estructura de la comunidad de peces asociados a un bosque de macroalgas (*Macrocystis pyrifera*), así como determinar su variabilidad estacional en un ciclo anual.

1.2 Objetivo general

- Determinar la estructura de peces asociados a un manto de macroalgas y sus cambios temporales en la composición de especies y sus abundancias.

1.3 Objetivos particulares

- Establecer la composición específica de los peces asociados a un bosque de macroalgas durante un ciclo anual.
- Determinar los atributos de la comunidad de peces asociados a un bosque de macroalgas (abundancia, densidad, riqueza específica y diversidad).
- Determinar la estructura de tallas de las especies dominantes asociadas a un bosque de macroalgas.

2. Materiales y Métodos

2.1 Área de estudio

La Bahía Todos Santos (BTS), se ubica en la costa noroeste de la península de Baja California, (31° 41' y 31° 56' N y 116° 34' y 116° 51' W) Figura 1. El sitio del presente estudio fue Campo Kennedy, un campo pesquero que presenta bosques de *M. pyrifera* ubicado al sur de Punta Banda (31° 41.96 N, 116° 40.90 W). Es una zona altamente productiva durante primavera y verano debido a la presencia de surgencias intensas (Cota-Villavicencio, A., 1972; Bakun, A., 1973; Chávez-García, M. Del C., 1975; Ladah, L. B. y Zertuche, J. A., 2004). Los bosques de *M. pyrifera* en campo Kennedy se encuentran a profundidades desde los siete a los 40 metros; la profundidad se incrementa rápidamente y puede alcanzar los 50 m a solo 30 m de la línea de costa. Debido a la presencia de sustrato rocoso (cantos rodados y macizos de roca), *M. pyrifera* es la especie de alga dominante en el área. Generalmente la zona se encuentra desprovista del sotobosque (algas que crecen debajo del dosel) y sólo se encuentran algunos parches de algas rojas. Ocasionalmente se pueden encontrar parches de laminarias más pequeñas de los géneros *Eisenia* y *Egregia* (Ladah, L. B. y Zertuche, J. A., 2004).

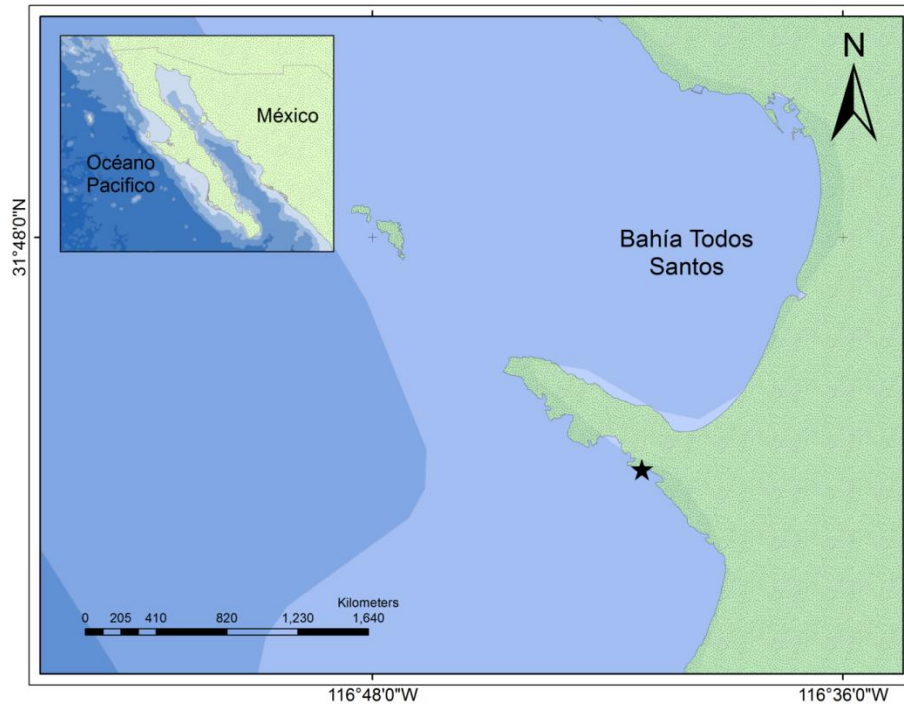


Figura 1. Ubicación geográfica de Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.

2.2 Monitoreo de peces

Se realizó un monitoreo mensual (finales de cada mes) desde enero a diciembre 2014 al sitio conocido como Campo Kennedy. Se efectuaron 61 transectos submarinos en una banda de 30 m. de longitud y 4 m. de ancho con equipo de buceo autónomo SCUBA (Brock, V. E. 1954; Quast, J.C., 1968) y con modificaciones al protocolo Reef Check California (Freiwald, J., Wisniewski, C., Wehrenberg, M.; Shuman, C. y Dawson, C, 2015) para estimar el número de especies y las tallas de cada individuo. Cada transecto se dividió en dos estratos de profundidad: bentónico y pelágico (el transecto pelágico fue definido a la mitad de la profundidad máxima). Entre cada transecto hubo una separación de 5 metros de distancia. Con el objetivo de incrementar la riqueza específica se realizaron buceos errantes fuera de los transectos (buceos rover) para buscar especies que por su movilidad y tamaño quedaban fuera de los transectos. Las especies de peces fueron identificadas de acuerdo a Miller, D. J y Lea, R. N. (1972), y

Love, M. S., Yoklavich, M. y Thorsteinson, L. (2002) para las especies de la familia Scorpaenidae.

Para el listado taxonómico sistemático, las especies se ordenaron siguiendo el criterio taxonómico de Nelson, J. S. (2006) para las categorías supragenéricas, mientras que los géneros y especies se ordenaron alfabéticamente. La validación de la nomenclatura taxonómica fue verificada en el Catálogo de peces versión en línea (Eschmeyer, W. N. y Fricke, R., 2015). Finalmente, las especies fueron clasificadas en especies compartidas: todas aquellas especies registradas en los dos tipos de hábitat y en especies exclusivas: aquellas presentes en un solo tipo de hábitat.

2.3 Temperatura

Los valores de temperatura fueron tomados a la profundidad máxima de cada transecto con una computadora de buceo marca Suunto, modelo Vyper con una precisión de $\pm 2^{\circ}\text{C}$.

2.4 Afinidad Ictiogeográfica

Con la finalidad de determinar la afinidad zoogeográfica de la distribución de las especies presentes en los bosques de campo Kennedy, se utilizó el criterio de Briggs, J. C. (1974; 1995): PS: provincia Sandieguina, PSC: provincia Sinuscaliforniana (Cortés), PM: provincia Mexicana y PP: provincia Panámica.

2.5 Análisis de los atributos comunitarios

2.5.1 Abundancia

La abundancia del total de individuos de peces y de cada especie fue expresada como densidad (no. peces/120m²), calculada dividiendo el número total de individuos de peces o de una especie entre el número total de los metros cuadrados censados (120 m²) en cada transecto.

2.5.2 Índice de Importancia en la Comunidad (ICI)

Para estimar la contribución de cada una de las especies según su abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia, se calculó el índice de importancia en la comunidad (ICI, Stephens, J. S., Morris, J. R., Zerba, P.K y Love, M., 1981; Rosales-Casián, J. A., 2004); en la primer columna se colocaron las especies, en la segunda su abundancia y en la tercera su porcentaje relativo (% Rel.); el porcentaje relativo se obtuvo dividiendo el número total de individuos de cada especie (N_S), entre el número total de individuos de todas las especies (N_T) y multiplicándolo por 100 [% Rel. = $(N_S/N_T) \times 100$]. En una cuarta columna se dio un puntaje (R_1) de 1.0 a la especie más abundante, asignando a las subsecuentes especies puntajes de 2.0, 3.0, etc. En caso de un doble empate, al valor anterior se le sumó 1.5 y se dejó pasar el siguiente valor; en caso de un empate triple, al valor anterior se sumó 2.0 y se dejó pasar el siguiente valor. En una quinta columna se reportó la frecuencia de ocurrencia (%FO), y en la sexta columna se asignó el puntaje (R_2) de forma similar que a R_1 dando un valor de 1.0 a la especie con mayor frecuencia de ocurrencia, 2.0 a la siguiente, etc., incluyendo la misma asignación en caso de empates. La ocurrencia se calculó con el número de muestras (transectos) en que se presentó una especie (M_S), dividido entre el número total de las muestras (M_T), multiplicado por 100 [%FO = $(M_S/M_T) \times 100$]. En la última columna se presentó el valor del ICI obtenido por la suma de los dos puntajes [ICI = $(R_1 + R_2)$] y el valor menor representó a la especie más importante. Al final toda la información fue ordenada en forma ascendente de acuerdo a los valores del ICI (Rosales-Casián, J. A., 2004).

2.5.3 Riqueza específica (S)

La riqueza específica (S) se registró con base en el número de especies presentes en el bosque de macroalgas, sin tomar en cuenta algún atributo de importancia de las mismas; se pretendió contar con el inventario completo para conocer el número total de especies de peces en los bosques durante el censo de la comunidad (Moreno, C. E., 2001).

2.5.4 Diversidad

La diversidad fue obtenida y analizada aplicando el índice de Shannon-Wiener (H') (Moreno, C. E., 2001).

$$H' = - \sum_{i=1}^n \left(\frac{n_i}{N}\right) \ln\left(\frac{n_i}{N}\right) \quad (1)$$

En donde:

H' = índice de diversidad de Shannon-Wiener.

n_i = número de individuos de la especie i.

N = número total de individuos.

Este índice fue seleccionado debido a que proporciona una buena información sobre la comunidad al considerar tanto el número de especies como la abundancia de cada una de éstas (Ludwig, J. A. y Reynolds, J. F., 1988; Krebs, C. J., 1999).

2.5.5 Índice de Pielou

El índice de equidad de Pielou para medir la proporción de la diversidad observada en cada mes de monitoreo con relación a la máxima diversidad esperada. Presenta valores de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes e indican una uniformidad alta de la muestra mientras que aquellos próximos a cero expresan una dominancia alta de alguna especie (Magurran, A. E., 1988). El cálculo se efectuó según la siguiente expresión:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (2)$$

Donde

H' = Es la medida logarítmica de la diversidad.

$H'_{max} = \ln(S)$.

2.6 Análisis estadísticos

Los valores promedio mensuales de número de especies, densidad y diversidad se analizaron con la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la prueba no paramétrica de Shapiro para determinar la normalidad y homocedasticidad de varianzas de los datos, respectivamente; lo anterior para decidir el uso de análisis de varianza paramétrico o no paramétrico y determinar diferencias en los promedios mensuales. Sí el análisis de varianza fue significativo, se aplicó la prueba a posteriori de Tukey HSD para la comparación de medias. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa estadístico R.

2.6.1 Análisis multidimensional no métrico (MDS)

Es un método de análisis de una matriz de proximidad (similaridad o disimilaridad) establecida sobre un conjunto de individuos. El MDS tiene como objetivo modelizar las proximidades entre los individuos de tal modo que se puedan representar, de la manera más exacta en un espacio de baja dimensión (generalmente dos dimensiones) (Kruskal, J. B., 1964). Para elaborar el Análisis multidimensional No Paramétrico MDS se elaboró una matriz con los datos de abundancia de las especies y fueron transformados a logaritmo $x+1$ debido a que las abundancias presentaron valores extremos (Legendre, P. y Legendre, L. 1998).

2.6.2 Análisis clúster

El análisis clúster es un método matemático utilizado para la formación de grupos con características similares a partir de las similitudes o disimilitudes (Johnson, 1998). Las abundancias de las especies fueron agrupadas en un dendograma mediante la técnica Bray-Curtis. Este está basado en la presencia-ausencia de las especies y sus abundancias. (Brower, J. E y Zar, J. H., 1984).

3. Resultados

Se contabilizó un total de 11,787 peces en los bosques de *Macrocystis pyrifera* en Campo Kennedy durante el periodo de estudio; los peces pertenecieron a ocho órdenes, 22 familias, 31 géneros y 39 especies; de estas, 31 especies se registraron dentro de los transectos y ocho especies fuera de ellos (Tabla 1). En los transectos pelágicos se identificaron 17 especies de peces pertenecientes a 17 familias, mientras que en los transectos bentónicos se registraron 36 especies comprendidas en 20 familias. Un total de 15 especies compartieron el hábitat pelágico y bentónico (Tabla 1).

Las familias con mayor número de especies fueron Embiotocidae (6); Scorpaenidae (6); Cottidae (3); Hexagrammidae (2); Kyphosidae (2); Labridae (2); Pomacentridae (2) y Serranidae (2), el resto de las familias presentaron una sola especie (Figura 2).

Dentro de los transectos, 22 especies de peces fueron registradas exclusivamente en el hábitat bentónico, mientras que solo dos especies fueron exclusivas del hábitat pelágico, la anchoveta norteña *Engraulis mordax* y el esmel *Atherinops affinis*; a su vez, un número de cinco especies de peces fueron compartidas entre los hábitats pelágico y bentónico (Tabla 2).

Tabla 1. Listado taxonómico de las especies registradas en campo Kennedy, Ensenada, Baja California durante el periodo enero-diciembre (2014). Cv: censo visual; R: rover o buceo errante; P: pelágico; B: bentónico.

Orden	Familia	Género	Especie	Metodología	Hábitat	
Squatiniiformes	Squatinae	Squatina	<i>Squatina californica</i>	R	B	
Myliobatiformes	Urolophidae	Urolophus	<i>Urolophus halleri</i>	Cv, R	B	
Anguilliformes	Muraenidae	Gymnothorax	<i>Gymnothorax mordax</i>	R	B	
Clupeiformes	Engraulidae	Engraulis	<i>Engraulis mordax</i>	Cv	P	
Atheriniformes	Atherinopsidae	Atherinops	<i>Atherinops affinis</i>	Cv	P	
Scorpaeniformes	Sebastidae	Sebastes	<i>Sebastes atrovirens</i>	Cv, R	B,P	
	Sebastidae	Sebastes	<i>Sebastes caurinus</i>	Cv, R	B	
	Sebastidae	Sebastes	<i>Sebastes chrysomelas</i>	R	B	
	Sebastidae	Sebastes	<i>Sebastes rastrelliger</i>	Cv, R	B,P	
	Sebastidae	Sebastes	<i>Sebastes serranoides</i>	Cv, R	B,P	
	Sebastidae	Sebastes	<i>Sebastes serriceps</i>	Cv, R	B	
	Scorpaenidae	Scorpaena	<i>Scorpaena mystinus</i>	R	B	
	Hexagrammidae	Ophiodon	<i>Ophiodon elongatus</i>	Cv, R	B	
	Hexagrammidae	Oxylebius	<i>Oxylebius pictus</i>	Cv, R	B	
	Cottidae	Artedius	<i>Artedius sp.</i>	R	B	
	Cottidae	Scorpaenichthys	<i>Scorpaenichthys marmoratus</i>	R	B	
	Cottidae	Leiocottus	<i>Leiocottus hirundo</i>	Cv, R	B	
	Perciformes	Serranidae	Paralabrax	<i>Paralabrax clathratus</i>	Cv, R	B,P
		Serranidae	Paralabrax	<i>Paralabrax nebulifer</i>	Cv, R	B
Malacanthidae		Caulolatilus	<i>Caulolatilus princeps</i>	Cv	B	
Carangidae		Caranx	<i>Caranx sp.</i>	Cv	B	
Haemulidae		Anisotremus	<i>Anisotremus davidsonii</i>	Cv	B,P	
Kyphosidae		Girella	<i>Girella nigricans</i>	Cv, R	B,P	
Kyphosidae		Medialuna	<i>Medialuna californiensis</i>	Cv	P	
Embiotocidae		Brachyistius	<i>Brachyistius frenatus</i>	Cv	B,P	
Embiotocidae		Embiotoca	<i>Embiotoca lateralis</i>	Cv, R	B,P	
Embiotocidae		Embiotoca	<i>Embiotoca jacksoni</i>	Cv, R	B,P	
Embiotocidae		Hypsurus	<i>Hypsurus caryi</i>	Cv, R	B,P	
Embiotocidae		Rhacochilus	<i>Rhacochilus vacca</i>	Cv, R	B,P	
Embiotocidae		Rhacochilus	<i>Rhacochilus toxotes</i>	Cv, R	B	
Pomacentridae		Chromis	<i>Chromis punctipinnis</i>	Cv, R	B,P	
Pomacentridae		Hypsypops	<i>Hypsypops rubicundus</i>	Cv, R	B,P	
Labridae		Oxyjulis	<i>Oxyjulis californica</i>	Cv, R	B,P	
Labridae		Semicossyphus	<i>Semicossyphus pulcher</i>	Cv, R	B,P	
Clinidae		Heterostichus	<i>Heterostichus rostratus</i>	R	B	
Labrisomidae		Alloclinus	<i>Alloclinus holderi</i>	R	B	
Bathymasteridae		Rathbunella	<i>Rathbunella alleni</i>	Cv	B	
Gobiidae		Rhinogobiops	<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	Cv, R	B	
Pleuronectiformes		Pleuronectidae	Pleuronichthys	<i>Pleuronichthys coenosus</i>	Cv, R	B

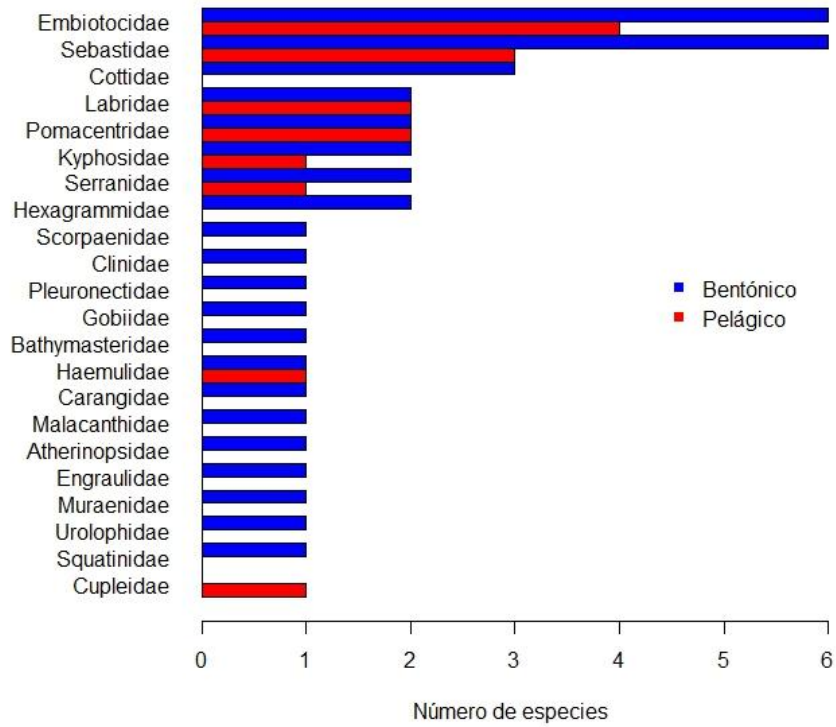


Figura 2. Número de especies por familia de peces asociados a dos hábitats (pelágico y bentónico) en los mantos de *M. pyrifera* en Campo Kennedy, Ensenada, B.C.

Tabla 2. Listado de especies de peces compartidas y exclusivas para cada tipo de hábitat (pelágico y bentónico) en Campo Kennedy, Ensenada, B.C.

Especies compartidas	Especies exclusivas bentónicas	Especies exclusivas pelágicas
<i>Sebastes atrovirens</i>	<i>Squatina californica</i>	<i>Engraulis mordax</i>
<i>Sebastes rastrelliger</i>	<i>Urobatis halleri</i>	<i>Atherinops affinis</i>
<i>Sebastes serranoides</i>	<i>Gymnothorax mordax</i>	
<i>Paralabrax clathratus</i>	<i>Sebastes caurinus</i>	
<i>Anisotremus davidsonii</i>	<i>Sebastes chrysomelas</i>	
	<i>Sebastes serriceps</i>	
	<i>Scorpaena mystinus</i>	
	<i>Ophiodon elongatus</i>	
	<i>Oxylebius pictus</i>	
	<i>Artedius sp</i>	
	<i>Scorpaenichthys marmoratus</i>	
	<i>Leiocottus hirundo</i>	
	<i>Paralabrax nebulifer</i>	
	<i>Caulolatilus prínceps</i>	
	<i>Caranx sp.</i>	
	<i>Medialuna californiensis</i>	
	<i>Rhacochilus toxotes</i>	
	<i>Heterostichus rostratus</i>	
	<i>Alloclinus holderi</i>	
	<i>Rathbunella alleni</i>	
	<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	
	<i>Pleuronichthys coenosus</i>	

Con respecto a la afinidad biogeográfica, de las 39 especies registradas, el 100% presentó afinidad a la provincia Sandieguina (PS) y debido al traslape en sus áreas de distribución, el 33.3% fue afín a la provincia Sinuscaliforniana (PSC); el 7.7% de las especies presentó afinidad a la provincia Panámica (PP) y sólo el 5.1% perteneció a la provincia Mexicana (PM).

3.1 Primer registro para México del ronquil *Rathbunella alleni* Gilbert, 1904

Durante el monitoreo del mes de julio, se observaron seis individuos que posteriormente fueron identificados como *R. alleni* a 14.3 m. de profundidad sobre dos tipos de sustrato: rocoso y rocoso con parches de arena (Figura 3). Esta especie no había sido registrada previamente para México, por lo que constituye un nuevo registro para el país y aumenta su rango de distribución hacia el sur. El género *Rathbunella* incluye sólo dos especies descritas: *R. alleni* y *R. hypoplecta*.

Diagnosis Presenta una aleta dorsal y anal larga continua. Las aletas pectorales son largas y redondeadas. Las aletas pélvicas se encuentran a la altura torácica y presentan una espina y cinco radios. Presenta poros sensoriales en la parte superior de la cabeza y mejillas. Las escamas son ctenoides y posee una línea sin escamas antes de la aleta dorsal, radios dorsales no ramificados, carece de vejiga natatoria. La coloración en vivo es café claro y presenta puntos amarillos desde la parte posterior de la cabeza hasta el pedúnculo caudal.



Figura 3. Individuo de *Rathbunella alleni* registrado en el mes de julio en Campo Kennedy. Constituye el primer registro de esta especie para México.

3.2 Temperatura

Las temperaturas mensuales del fondo del mar registradas durante el periodo de muestreo presentaron un promedio anual de $15.5 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2.4$ DE: desviación estándar (Tabla III). El mes que presentó la temperatura promedio más elevada fue septiembre (otoño) con una temperatura de $20 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.7$, mientras que el mes con menor temperatura promedio fue abril (primavera) registrando $12 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.0$ (Tabla 3).

La distribución de las temperaturas promedio respecto a los meses de 2014 en los mantos de *Macrocystis* sp. en Campo Kennedy, presentó valores bajos de enero a agosto (intervalo 13.8 a $15 \text{ }^{\circ}\text{C}$), con un incremento de septiembre a diciembre en un intervalo de 17.6 a $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Tabla 3).

Tabla 3. Temperatura promedio \pm DE ($^{\circ}\text{C}$) de fondo (enero-diciembre 2014) registrada en Campo Kennedy Ensenada, Baja California.

Temperatura promedio		
Mes	($^{\circ}\text{C}$)	\pm DE
Enero	15	0
Febrero	14	0
Marzo	14	0
Abril	12	0
Mayo	13.8	1.0
Junio	14.6	0.5
Julio	14	0
Agosto	13.8	1.0
Septiembre	20	0.7
Octubre	19	0
Noviembre	17.6	0.5
Diciembre	18	0

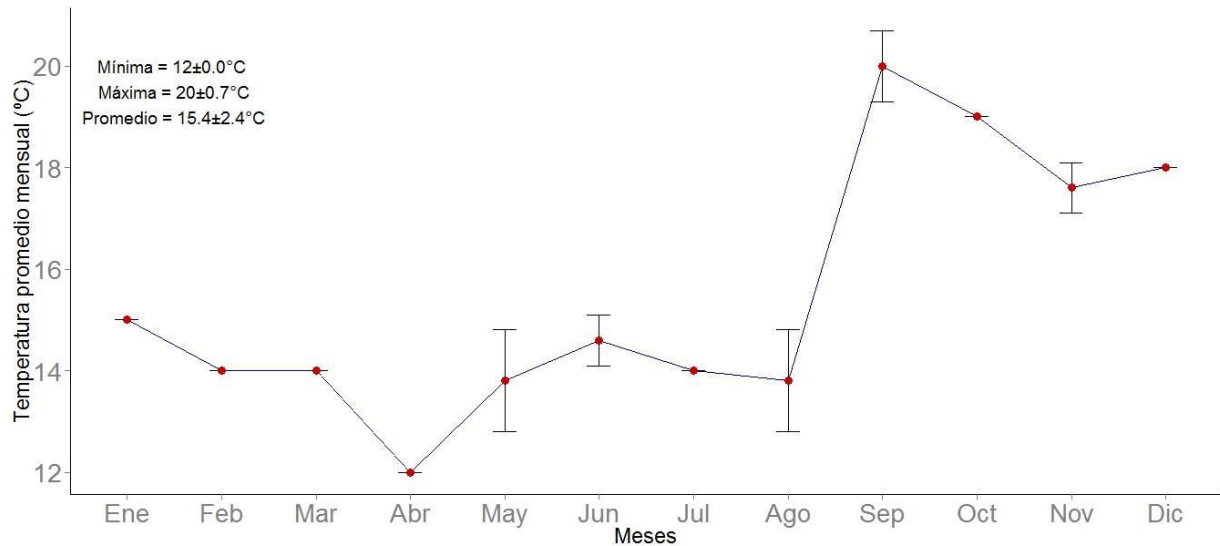


Figura 4. Distribución de temperatura promedio \pm DE ($^\circ\text{C}$) de fondo (enero-diciembre 2014) registrada en Campo Kennedy Ensenada, Baja California.

3.2.1 Análisis de la temperatura

Las temperaturas mensuales promedio ($^\circ\text{C}$) no presentaron normalidad con la prueba de Shapiro ni homocedasticidad de las varianzas por la prueba de Bartlett. La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis indicó diferencias significativas entre las temperaturas promedio mensuales (KW, $p = 0.001$). La prueba a posteriori de comparación múltiple con las temperaturas mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre ocho combinaciones de meses (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados de la prueba a posteriori de comparación múltiple de la temperatura entre meses ($p < 0.05$).

Meses	Valor $p < 0.05$
abril-diciembre	
abril-noviembre	
abril-octubre	
abril-septiembre	
febrero-septiembre	
julio-septiembre	
marzo-septiembre	
mayo-septiembre	

Las temperaturas ($^{\circ}\text{C}$) promedio fueron agrupadas en periodos estacionales durante el ciclo anual de monitoreo y mostró una distribución con valores bajos durante invierno, primavera y verano y con un marcado incremento durante el otoño (Figura 5). La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis detectó diferencias significativas entre las temperaturas estacionales de 2014 ($KW = p = 0.001$), por lo tanto se realizó la prueba a posteriori de comparación múltiple la cual detectó diferencias ($p < 0.05$) entre las cuatro combinaciones de estaciones del año (Tabla V).

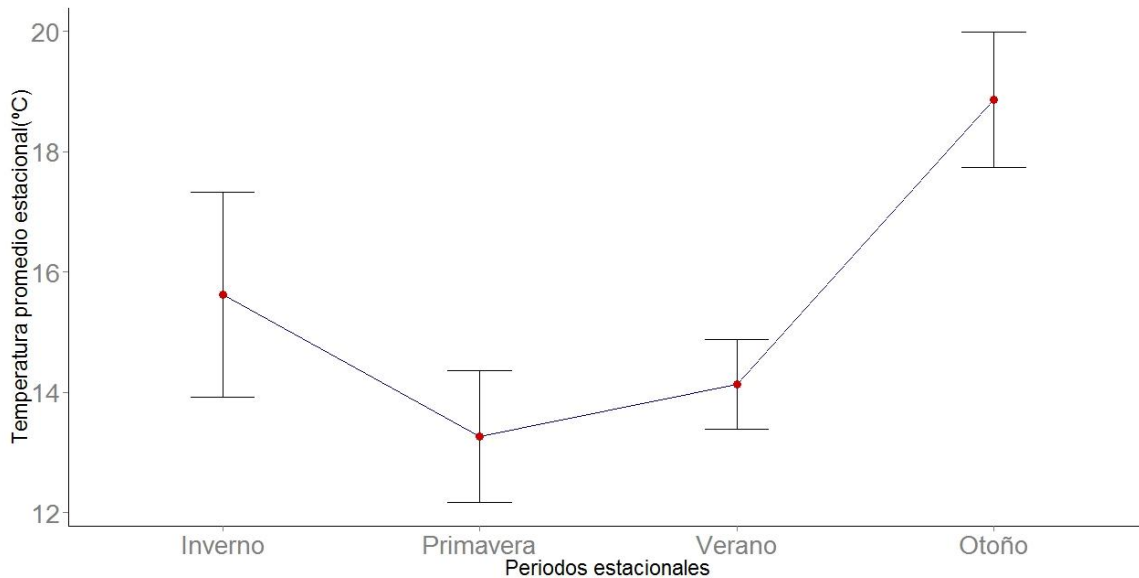


Figura 5. Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) promedio (\pm DE) estacional (invierno-otoño 2014) en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.

Tabla 5. Resultados de la prueba a posteriori de comparación múltiple para la temperatura promedio entre periodos estacionales ($p < 0.05$).

Estaciones	Valor p
Invierno-Otoño	<0.05
Invierno-Primavera	<0.05
Otoño-Primavera	<0.05
Otoño-Verano	<0.05

3.3 Abundancias

En los transectos pelágicos se censaron 5,195 individuos, de los cuales el 61.8 % y 19 % correspondieron a *O. californica* y *C. punctipinnis*, respectivamente (Fig. 6).

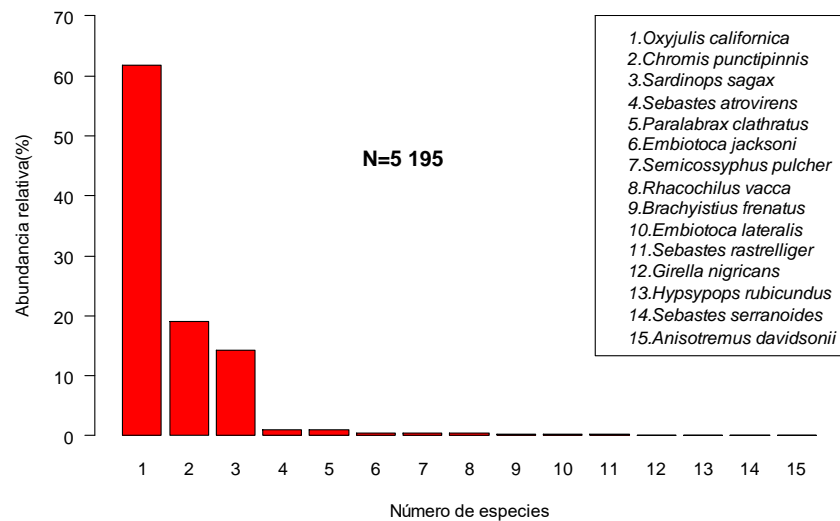


Figura 6. Abundancia relativa (%) de especies registradas en los transectos pelágicos en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.

Del total de 11,787 individuos de peces censados, 6,592 individuos se presentaron en el bentos y las especies más abundantes fueron la señorita (*Oxyjulis californica*, 55.2 %) y la castañeta herrera o herrero (*Chromis punctipinnis*, 13.7 %) (Fig. 7).

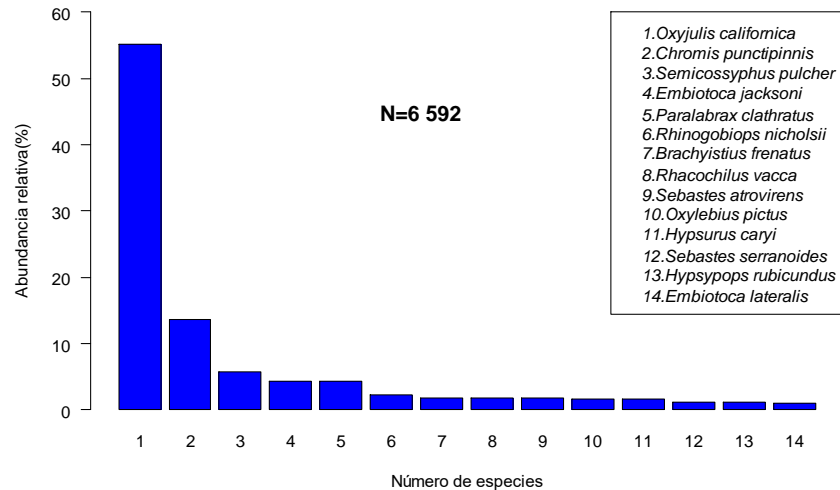


Figura 7. Abundancia relativa (%) de especies registradas en los transectos bentónicos en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.

La abundancia promedio en todo el estudio fue 96 ± 25 peces/transecto, con un registro mínimo de 59 ± 7 peces y un máximo de 156 ± 16 peces. La abundancia promedio presentó el máximo valor (156 peces/transecto $+ 16$) durante el mes de octubre, en el mes de marzo se registró el promedio mínimo (59 peces/transecto $+ 7$) e incrementando a partir de abril (Figura 8). El análisis de la abundancia promedio mensual determinó diferencias significativas entre las abundancias promedio mensuales de peces por transecto ($KW = 0.002$).

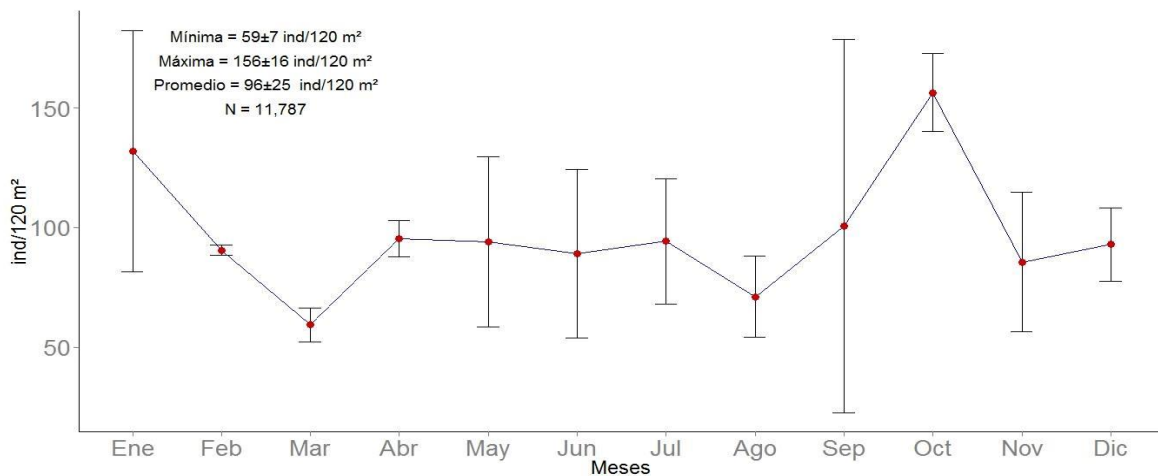


Figura 8. Abundancias promedio (peces/transecto \pm DE) mensuales durante 2014 en los mantos de *Macrocyctis* sp. en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.

3.4 Análisis de las densidades (ind/120 m²)

Los transectos pelágicos presentaron una densidad promedio anual de 119.2 peces/120m² ± 77.2 DE. El mes de enero presentó una densidad de 96.3 peces/120m² para disminuir a 54.4 peces/120m² en marzo. En abril aumentó hasta un máximo en mayo y disminuyó en septiembre con el valor más bajo de 45.6 ± 19.8. En octubre se registró la mayor densidad (168 ± 179.2 (peces/120m²) del año (Figura 9). Las prueba de Shapiro y Bartlet no detectaron normalidad ni homocedasticidad en los datos y la prueba Kruskal-Wallis no presentó diferencias (KW: p<0001) entre las densidades promedio mensuales de los transectos pelágicos.

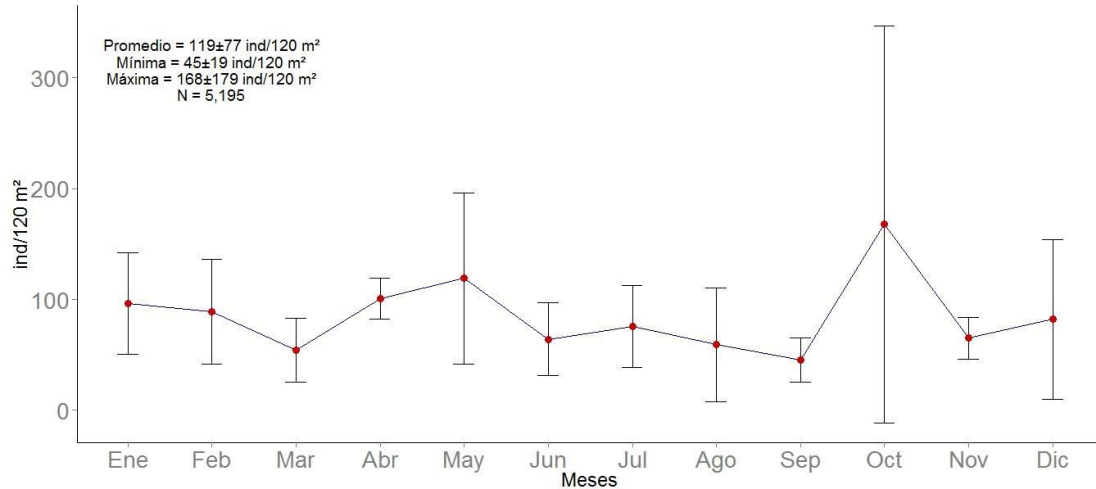


Figura 9. Densidad promedio mensual (peces/120 m² ± DE) para los transectos pelágicos. N= 5,195 peces.

Los transectos bentónicos presentaron una densidad promedio de 167.6 ± 27.4 DE peces/120m²; enero presentó el valor más elevado con 167.7 ± 27.4 y marzo el valor más bajo con 57 ± 2 peces/120m². La densidad durante el mes de enero para los transectos de fondo fue de 167.7 peces/120m² y fue disminuyendo hasta mayo cuando presentó la densidad más baja (50.6 peces/120m²) de todo el año (Figura 10).

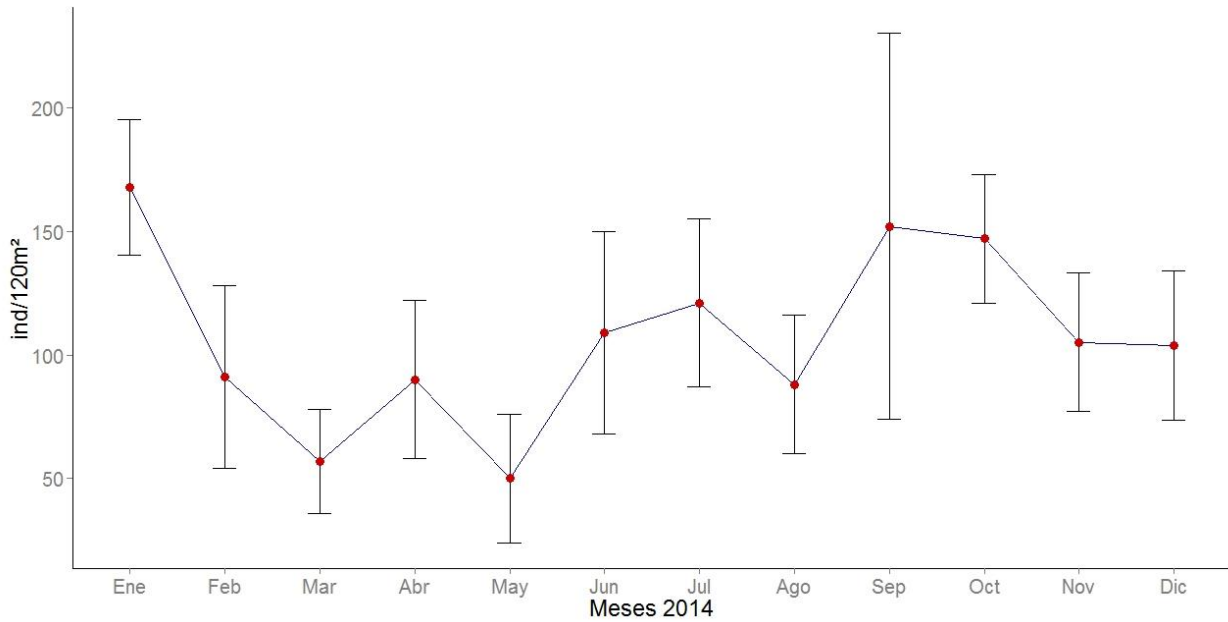


Figura 10. Densidad promedio mensual (peces/120 m² ±DE) para los transectos bentónicos. N= 6,592 peces.

Para los transectos bentónicos, Kruskal-Wallis detectó diferencias (KW, $p = 0.002$) entre las densidades promedio mensuales. Al encontrarse diferencias significativas, se realizó la prueba a posteriori no paramétrica de comparación por pares en donde enero presentó diferencias con marzo y mayo ($p < 0.05$) (**Tabla 6**).

Tabla 6. Resultado de la prueba a posteriori de comparación por pares.

Comparaciones	p-value
Enero-Marzo	<0.05
Enero-Mayo	<0.05

La densidad promedio en los transectos de fondo inició con el valor más alto 167 ± 27.5 ind/120m² en enero y con una temperatura promedio de 15 °C, mientras que marzo presentó el valor más bajo con una densidad promedio de 64.3 ± 11.7 ind/120m². En los transectos de fondo se presentó una densidad inicial de 96.3 ± 46.1 ind/120m². El valor

más elevado se presentó octubre con $168 \pm$ con una temperatura promedio de 19°C mientras que marzo presentó el valor más bajo con $54.4 \pm 28.9 \text{ ind}/120\text{m}^2$ (figura 11).

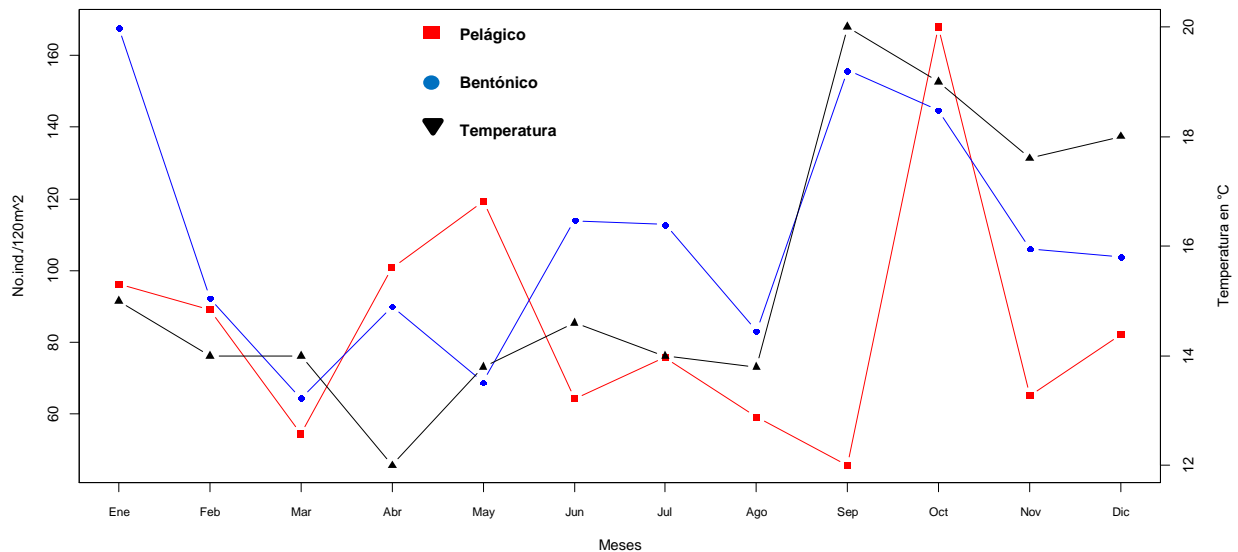


Figura 11. Densidades promedio mensuales (no peces/120 m²) para los transectos pelágicos y bentónicos y la temperatura promedio mensual (°C) en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.

3.5 Índice de Importancia en la Comunidad (ICI)

Las especies más importantes de la comunidad, desde el punto de vista del Índice de Importancia en la Comunidad (ICI) en las 30 especies más abundantes, fueron la señorita (*O. californica*) por su alta abundancia 55.2% del total y su frecuencia de ocurrencia en el 100% de los transectos (Tabla 6), le siguió el pez vieja (*S. pulcher*) y la perca negra (*E. jacksoni*).

Tabla 7. Importancia de las especies de peces de acuerdo al Índice de Importancia de la Comunidad (ICI) en Campo Kennedy, Baja California, México (enero-diciembre 2014). % Rel. = porcentaje relativo; %FO = frecuencia de ocurrencia; R₁ y R₂ = orden.

Especie	Abundancia	%Rel	R1	%FO	R2	ICI
<i>Oxyjulis californica</i>	3640	55.22	1	100	1	2
<i>Semicossyphus pulcher</i>	382	5.79	3	93.44	2	5
<i>Embiotoca jacksoni</i>	288	4.37	4	77.05	3	7
<i>Chromis punctipinnis</i>	902	13.68	2	45.90	8	10
<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	155	2.35	6	70.49	4	10
<i>Paralabrax clathratus</i>	286	4.34	5	62.30	6	11
<i>Oxylebius pictus</i>	113	1.71	10	63.93	5	15
<i>Sebastes atrovirens</i>	116	1.76	9	49.18	7	16
<i>Brachyistius frenatus</i>	121	1.84	7	37.70	10	17
<i>Rhacochilus vacca</i>	119	1.81	8	21.31	14	22
<i>Hypsypops rubicundus</i>	76	1.15	13	42.62	9	22
<i>Hypsurus caryi</i>	111	1.68	11	36.07	12	23
<i>Sebastes serranoides</i>	81	1.23	12	36.07	12	24
<i>Embiotoca lateralis</i>	66	1.00	14	26.23	13	27
<i>Rhacochilus toxotes</i>	44	0.67	15	14.75	15	30
<i>Anisotremus davidsonii</i>	34	0.52	16	9.84	16	32
<i>Sebastes caurinus</i>	7	0.11	19	8.20	18	37
<i>Sebastes mystinus</i>	10	0.15	18	6.56	19	37
<i>Girella nigricans</i>	6	0.09	20.5	8.20	18	38
<i>Urolophus halleri</i>	3	0.05	23	4.92	21	44
<i>Pleuronichthys coenosus</i>	3	0.05	23	4.92	21	44
<i>Caranx sp</i>	12	0.18	17	1.64	27	44
<i>Rathbunella alleni</i>	6	0.09	20.5	1.64	27	48
<i>Artedius sp</i>	2	0.03	25.5	3.28	23	48
<i>Scorpaenichthys marmoratus</i>	2	0.03	25.5	3.28	23	48
<i>Sebastes rastrelliger</i>	3	0.05	23	1.64	27	50
<i>Sebastes serriceps</i>	1	0.02	28.5	1.64	27	56
<i>Ophiodon elongatus</i>	1	0.02	28.5	1.64	27	56
<i>Leiocottus hirundo</i>	1	0.02	28.5	1.64	27	56
<i>Paralabrax nebulifer</i>	1	0.02	28.5	1.64	27	56
Total	6592					

3.6 Índices ecológicos.

La diversidad mostró el valor más alto (índice de Shannon, $H' = 2.05$) en el mes de junio y valores bajos en noviembre ($H' = 1.21$) y enero con $H' = 1.23$ (Figura 12a). La riqueza específica (S) inicial fue de 15 especies hasta el máximo de 21 especies durante el mes de junio, y con el valor más bajo (diez especies) en marzo (Figura 12b). El índice de equitatividad de Pielou presentó el valor más alto ($J' = 0.70$) en marzo, indicando que las especies presentes son casi igual de abundantes, y noviembre presentó el valor más bajo ($J' = 0.40$), indicando que unas cuantas especies son abundantes (Figura 12c).

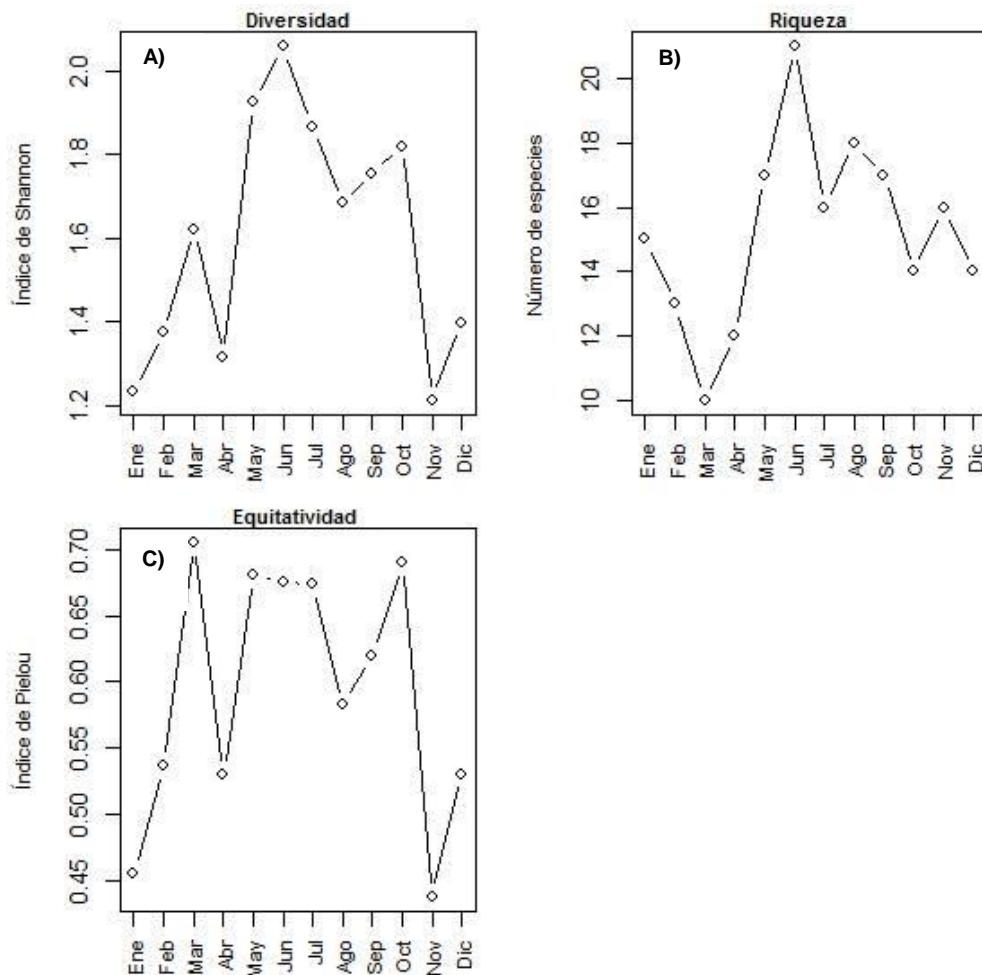


Figura 12. Índice de diversidad de Shannon (H'), riqueza específica (S) e Índice de Pielou (J') para cada mes del año en Campo Kennedy durante 2014.

3.7 Frecuencia de tallas para las especies más abundantes en los transectos pelágicos

La distribución de la frecuencia de tallas de la señorita (*O. californica*) nos indica la presencia de juveniles hasta adultos en la estructura comunitaria correspondiente a la zona pelágica. La talla con mayor frecuencia de observación corresponde a los 13 cm de longitud total (LT). Para la castañeta (*C. punctipinnis*) tenemos que la mayor frecuencia de observación se dio con el intervalo de tallas de 5 a 10 cm LT, lo que nos indica un gran presencia de organismos juveniles. Los adultos (tallas mayores a 15 cm) presentaron una frecuencia de observación muy baja (figura 13).

La sardina (*S. sagax*) presentó la mayor frecuencia de observación con 13 y 22 cm LT, lo que nos indica una dominancia de subadultos y adultos. Los individuos por arriba de los 23 cm de longitud total fueron escasamente representados a lo largo del año; por el contrario los juveniles desde los cinco hasta los 10 cm LT estuvieron presentes de manera constante. La cabrilla sargasera (*P. clathratus*) mostró una clara dominancia de los individuos juveniles siendo el intervalo de tallas más frecuente el de cinco a 10 cm LT. Los adultos de tallas por arriba de los 30 cm de LT fueron escasamente observados. El rocod sargacero (*S. atrovirens*) presentó la mayor frecuencia de observación en organismos juveniles con tallas de 12 cm LT, seguido por los individuos de 18 cm LT. La distribución de tallas para los subadultos y adultos mayores a 25 LT fue pobremente representada a lo largo del año (figura 13).

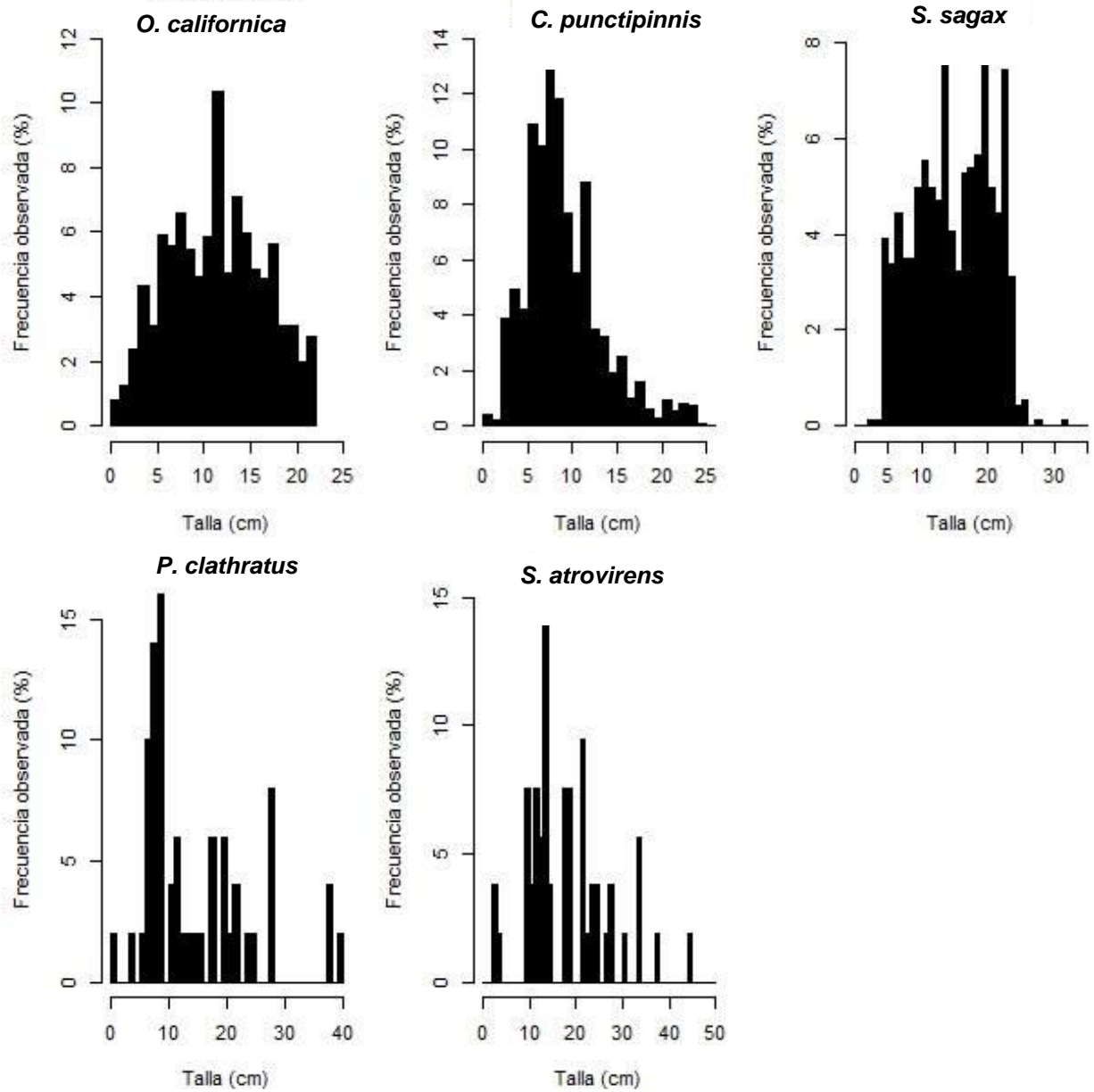


Figura 13. Histogramas de frecuencias de tallas para las cinco especies más abundantes en los transectos pelágicos en Campo Kennedy.

3.8 Frecuencia de tallas para las especies más abundantes en los transectos bentónicos

Para las cinco especies más abundantes en los transectos bentónicos también se realizaron histogramas con las frecuencias de tallas. La señorita (*O. californica*) presentó un intervalo de tallas los tres centímetros de longitud total (LT) hasta la talla máxima de 20 cm LT. Los adultos fueron los que presentaron la mayor frecuencia. La castañeta (*C. punctipinnis*) presentó un intervalo de tallas desde los tres centímetros de longitud total hasta los 17 cm LT. Las clases de tallas más abundantes fueron los juveniles de tres centímetros LT, seguido por el intervalo de siete a ocho centímetros LT y finalmente los adultos de 15 cm LT (figura 14)

El pez vieja (*S. pulcher*) estuvo representado por las distintas clases de tallas, desde los juveniles de cinco centímetros hasta los adultos de 50 cm LT. La talla más abundante correspondió a los juveniles de 15 cm LT, seguido por los subadultos de 37 cm LT. La perca negra (*E. jacksoni*) estuvo bien representada durante todo el año con juveniles, subadultos y adultos, siendo estos últimos los más abundantes en la comunidad (arriba de los 30 cm LT). Los juveniles presentaron una talla de ocho centímetros de longitud total. La cabrilla sargacera (*P. clathratus*) presentó tallas desde los ocho centímetros LT en los juveniles hasta una talla máxima registrada de 50 cm. LT. La estructura de tallas estuvo bien representada durante todo el año (Figura 14).

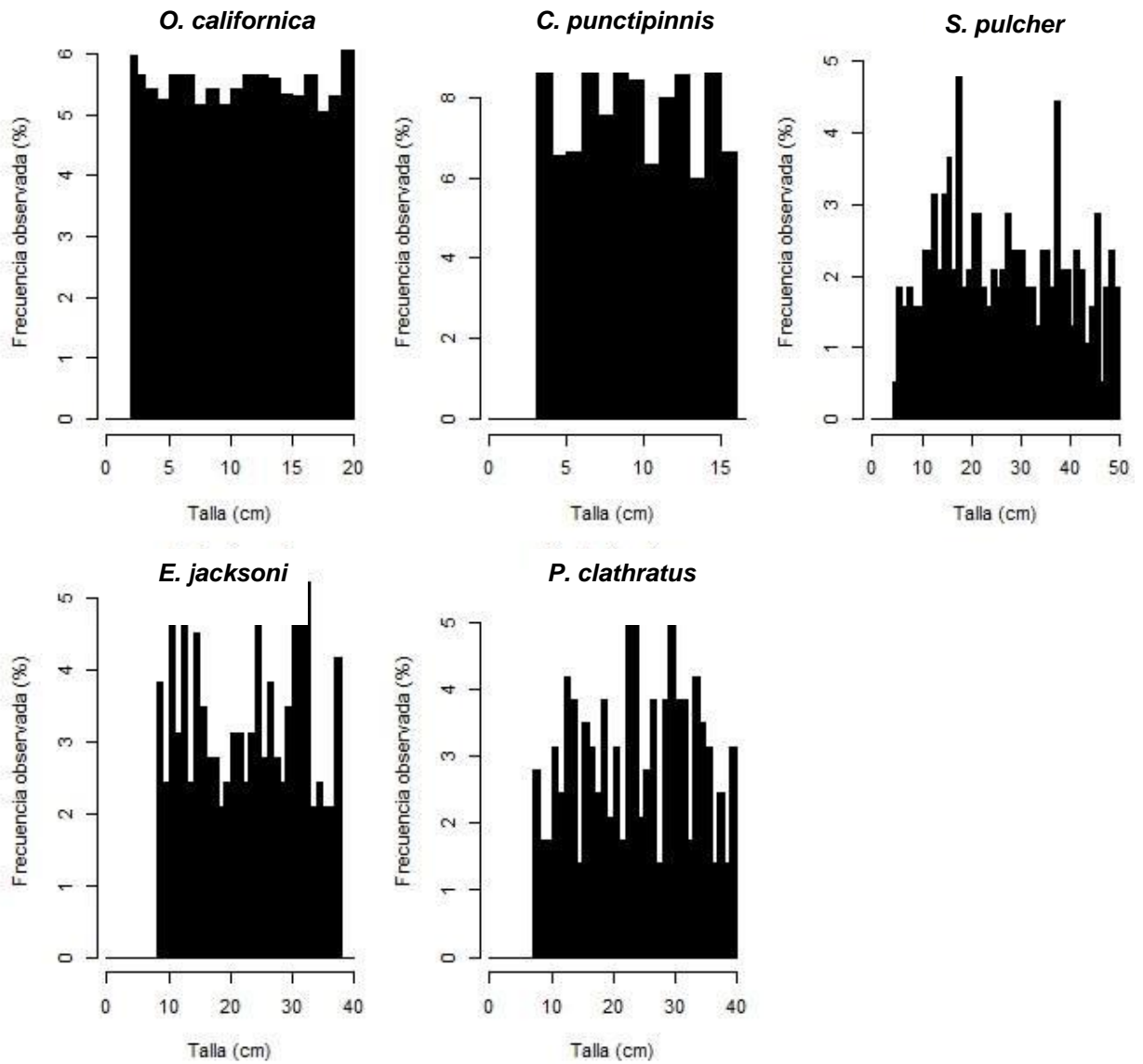


Figura 14. Histogramas de frecuencias de tallas para las cinco especies más abundantes en los transectos bentónicos en Campo Kennedy.

3.9 Análisis multidimensional no métrico (MDS)

Se realizó un análisis multidimensional no métrico (MDS) con la matriz de los datos de abundancia promedio por estaciones (invierno, primavera, verano y otoño) transformados a logaritmo $x+1$. En el diagrama de ordenación se observan tres grupos de especies. La señorita (*O.californica*) fue la más abundante durante todas las estaciones. La castañeta (*C. punctipinnis*) también se mantuvo durante todo el año, pero con una variación mayor en las abundancias a través del año. El pez vieja (*S. pulcher*) estuvo presente todo el año en abundancias similares a la perca negra (*E. jacksoni*) y la cabrilla sargacera (*P. clathratus*) en invierno. Finalmente, se puede observar la clara separación de la anchoveta norteña (*E. mordax*) que solo estuvo presente durante el otoño. Figura 15.

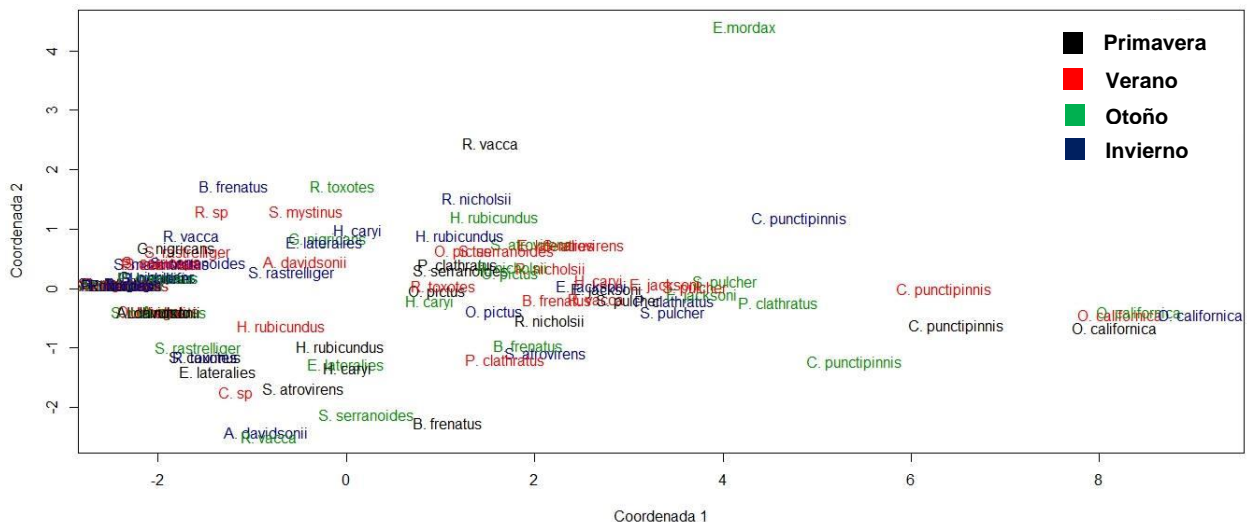


Figura 15. Análisis multidimensional no métrico (MDS) de acuerdo a las abundancias promedio por estaciones (Invierno-Otoño, 2014) en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.

3.9 Análisis clúster

A un nivel de corte de 40% de disimilitud se pueden observar dos grupos de meses el primero comprende de marzo a septiembre y el segundo grupo está conformado por enero, febrero y noviembre. El dendograma nos indica que octubre es el mes que presenta la estructura más diferente.

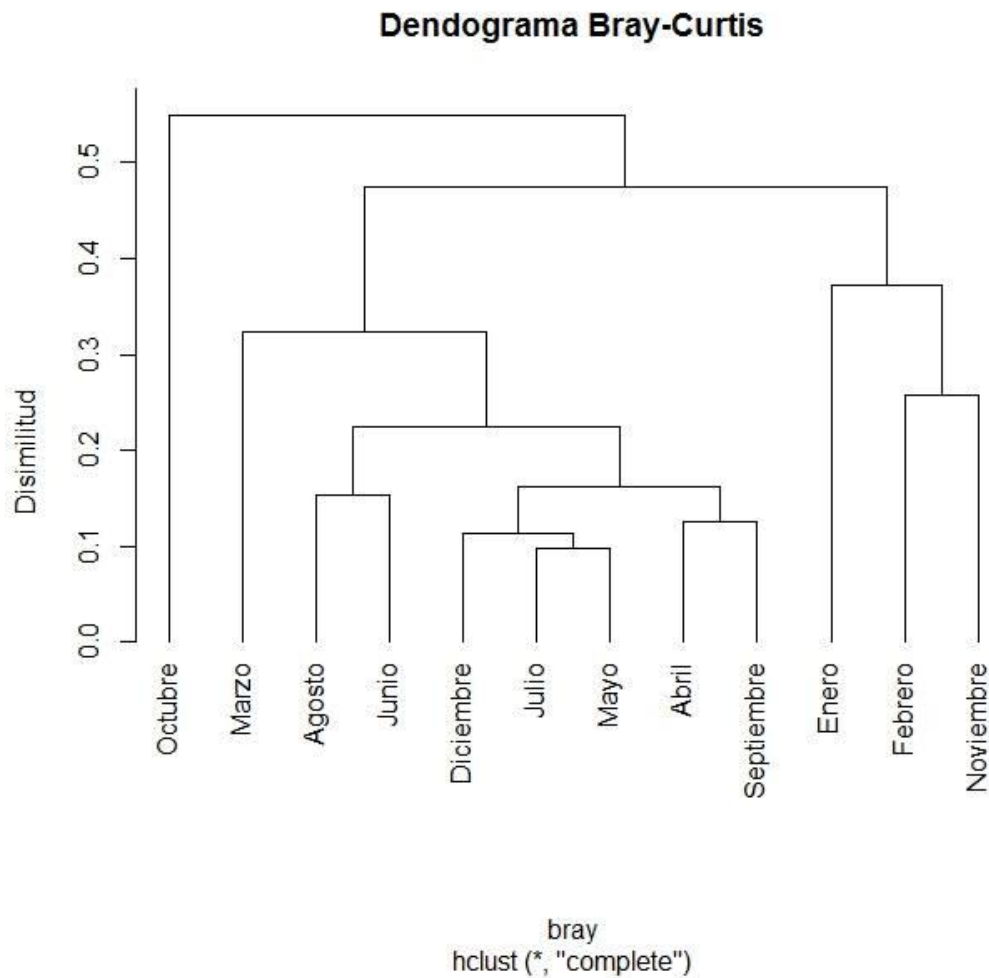


Figura 16. Dendograma Bray-Curtis con a las abundancias por meses (Enero-Diciembre 2014) en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California.

4. Discusión

Los bosques de macroalgas debido a sus características estructurales sirven como zonas de refugio, alimentación y crianza para una gran diversidad íctica. El listado sistemático de las especies de peces muestreadas en Campo Kennedy durante el presente trabajo, estuvo representado por ocho órdenes, 22 familias, 31 géneros y 39 especies. Las familias mejor representadas por su número de especies fueron Embiotocidae (6); Sebastidae (6); Cottidae (3); Hexagrammidae (2); Kyphosidae (2); Labridae (2); Pomacentridae (2) y Serranidae (2), mientras que el resto de las familias fueron presentados por una sola especie.

La riqueza específica registrada en Campo Kennedy (39 especies) fue mayor a lo que reportan otros autores para algunas localidades en la costa de California como Point Piedras Blancas en donde registraron 26 y 28 especies. En los bosques de macroalgas en Isla Catalina registraron 18 especies de peces (Bodkin, J. L., 1968; Bodkin, J. L., 1988; Deza, A. A. y Anderson, T. W., 2010). Por otro lado muestra una similitud a lo reportado por Cowen, R. K. y Bodkin, J. L. (1993) con un máximo de 45 especies en un monitoreo de cinco años en bosques de *Macrocystis* en la isla San Nicolás, mientras que Ambrose, R. y Swarbrick, S. (1989) registraron 41 especies de peces en 16 arrecifes naturales y diez arrecifes artificiales en el sur de California. El número de especies registradas durante este trabajo es muy inferior a las 145 especies registradas para los bosques de macroalgas en el sur de California reportado por Ebeling et al., (1980). Esta riqueza de especies mostró una variabilidad temporal a través del año de monitoreo.

En Baja California, Sgarlatta (2015) realizó un estudio para analizar la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de peces de arrecifes rocosos y de bosques de macroalgas en la costa de Ensenada, registrando un total de 37 especies en cuatro diferentes localidades (todas ellas ubicadas dentro de la Bahía Todos Santos). De acuerdo a su trabajo, Rincón de Ballenas presentó la riqueza específica más elevada con 23 especies, mientras que Campo Kennedy presentó la más baja con tan solo 18 especies. Ésta última localidad es de gran interés, ya que fue la misma área de estudio. La gran diferencia numérica en cuanto al número de especies registradas es totalmente

atribuible al esfuerzo de muestreo, ya que el número de transectos realizados en el presente trabajo fue sumamente mayor (61 transectos) contra nueve realizados por Sgarlatta (2015); aunado a esto, nuestro monitoreo fue a largo plazo y no de manera puntual, lo que nos permitió incrementar el número de especies para la localidad. Dentro de la Bahía Todos Santos, Rosales-Casián, J. A. (1997) registró un total de 47 especies, comprendidas en 11 órdenes, 25 familias y 38 géneros. Esta diferencia de especies es atribuible a las distintas artes de pesca empleadas durante el estudio (anzuelo y red agallera experimental con apertura de malla de uno, dos y tres pulgadas) y que le permitieron tener una mejor representatividad de la comunidad de peces.

En cuanto a la biogeografía de las especies registradas durante este trabajo y de acuerdo al criterio de Briggs, J. C. (1974; 1995), el 100% correspondió a la provincia Sandieguina (PS); debido al traslape en sus áreas de distribución, el 33.3% fue afín a la provincia Sinuscaliforniana (PSC); el 7.7% de las especies presentó afinidad a la provincia Panámica (PP) y sólo el 5.1% perteneció a la provincia Mexicana (PM). Estos resultados concuerdan plenamente con lo reportado por Moral-Flores, L., González-Acosta, A., Espinosa-Pérez, H., Ruiz-Campos, G., y Castro-Aguirre, J. (2013). De acuerdo a los valores de abundancia del presente estudio se pudo observar que la señorita *Oxyjulis californica* fue la especie dominante en los dos hábitats (pelágico y bentónico) y que su presencia se mantuvo a lo largo de todo el año pero en diferentes abundancias.

De acuerdo al Índice de Importancia en la Comunidad (ICI), la señorita (*O. californica*) fue la especie más abundante y ocurrió en el 100% de las observaciones (Tabla 6), seguida por la vieja (*S. pulcher*) observada en el 93.44% de los transectos y finalmente la perca negra (*E. jacksoni*) presente en el 74.33% de las observaciones. Estas altas dominancias numéricas se reflejan en los bajos valores de diversidad (H') a lo largo del muestreo. La mayoría de los trabajos que se han realizado con peces en zonas templadas muestran una constante en la presencia de especies de familias específicas las cuales generalmente son representadas por el mayor número de especies tales como: Embiotocidae (chopas); Sebastidae (rocots); Cottidae (cótidos).

El listado de especies dominantes registradas en los distintos hábitats (pelágico y bentónico) varía de acuerdo a los meses del monitoreo, presentando cambios de ausencia/presencia o en las abundancias relativas registradas. Especies como *O. californica*, *C. punctipinnis* y *P. clathratus* estuvieron presentes en todas las temporadas, sin embargo, las diferencias en las abundancias son claras, pues a pesar de que se encuentra en todos los hábitats, la afinidad con un hábitat en particular acentúa su abundancia. Las abundancias y la estructura de las poblaciones de los peces de arrecifes rocosos están ampliamente influenciadas por formación del dosel que genera *M. pyrifera*. Estos efectos se encuentran fuertemente relacionados con los recursos requeridos durante los diferentes estadios en la historia de vida de estas especies (Holbrook, S. J., Carr, M. H., Schmitt, R. J. y Coyer, J. A. 1990). Sin embargo, estudios sugieren que el efecto de la disponibilidad de hábitat en las abundancias de peces arrecifales coralinos disminuye conforme aumenta la escala espacial (Caselle, J. y Warner, R., 1996). En el caso de arrecifes coralinos en una escala local y regional, ha sido ligada a la disponibilidad de hábitat adecuado (Munday, P., Jones, G. y Caley, M., 1997; Bellwood, D. y Huges, T., 2001).

Por otro lado, la plasticidad en el uso del hábitat puede favorecer que las especies usen nuevos hábitats o incluso hábitats abundantes pero no tan adecuados (Munday, P. L., 2002). La señorita (*O. californica*) aparenta ser una especie con esta característica, ya que es una especie que está presente en los dos tipos de hábitats y en todas las temporadas, presentando densidades similares. De acuerdo a Munday, P. L. (2002), el ser generalista en el uso de hábitat, podría ser un mecanismo para reducir la competencia por espacio, especialmente en zonas donde un hábitat es escaso. La variación en los atributos comunitarios en la escala espacial de este estudio, parece ser el resultado de procesos locales más que de procesos regionales o de gran escala.

Procesos como depredación y competencia por espacio o por alimento, además de la variabilidad en disponibilidad del hábitat podrían provocar los cambios en riqueza de especies y abundancia de las mismas entre estaciones. Los resultados obtenidos sugieren una variabilidad tanto espacial como temporal de las asociaciones de peces que habitan en los bosques de macroalgas en Campo Kennedy (Munday, P. L., 2002).

Existen diversos trabajos que intentan evaluar la variación temporal en los atributos comunitarios de los peces asociados a bosques de macroalgas. Algunos de ellos han encontrado una estacionalidad marcada en las densidades, riqueza de especies y diversidad de las asociaciones ícticas; algunos de esos atributos se han correlacionado con la temperatura, la densidad del bosque de macroalgas, la complejidad del sustrato o los efectos tras la remoción total del bosque (Bodkin, J. L., 1968; Alevizon, W. S. y Brooks, M. G., 1975; Bell, J. D., 1983; Bodkin, J. L., 1988; Cowen, R. K. y Bodkin, J. L., 1993; Deza, A. A. y Anderson, T. W., 2010).

Walker, B., Henderson, B. y Spieler, R. (2002) mencionan que los cambios temporales en la estructura comunitaria de peces arrecifales se debe en gran medida a la fuerte sensibilidad que presentan los organismos a los cambios del entorno como la temperatura y las corrientes. Además que durante las épocas de reproducción, los organismos presentan una mayor exposición a los espacios abiertos como los arrecifes rocosos, donde hay mayor incidencia de depredadores, trayendo consigo una disminución en la supervivencia de los reclutas.

Los resultados muestran que los valores de la riqueza y diversidad aumentaron después de un fenómeno de surgencia durante la primavera y fueron disminuyendo paulatinamente hacia el verano, otoño e invierno. Algunos estudios en comunidades de peces, han registrado una relación positiva entre la temperatura y la riqueza con máximos en primavera; mientras que el mayor pico de abundancia se presenta en otoño e invierno cuando disminuye la temperatura. Sin embargo, en el presente trabajo los menores valores de riqueza y diversidad se observaron marzo y enero, noviembre y diciembre, respectivamente, mientras que la mayor riqueza y diversidad se presentó en el mes de junio (primavera), justo después de un fenómeno de surgencia. Campo Kennedy es una zona altamente productiva durante primavera y verano debido a la presencia de surgencias intensas (Cota-Villavicencio, A., 1972; Bakun, A., 1973; Chávez-García, M. Del C., 1975; Ladah, L. B. y Zertuche, J. A., 2004)

Esto pudo ser corroborado, ya que en el presente estudio se registró la temperatura de fondo más baja durante el mes de Abril (12 °C) debido a un evento de surgencia en la zona concordando con lo reportado previamente por Ladah, L. B. y Zertuche, J. A.

(2004). La equitatividad para la comunidad de peces se mantuvo estable siendo el mes de marzo el que presentó la mayor equitatividad; en contraparte, noviembre presentó baja equitatividad y baja diversidad.

La presencia del ronquil *Rathbunella alleni* en el mes de julio constituye el primer registro para México. Su distribución conocida previamente incluye localidades en USA (Fishbase, 2015, OBIS, 2015). Uno de los motivos por el cual se haya registrado esta especie una sola vez durante todo el año es debido a que los peces criptobentónicos normalmente son especies pequeñas que están vinculadas al sustrato marino y poseen una coloración o comportamiento que les permite camuflarse con su entorno, lo que dificulta su detección mediante la metodología empleada (censos visuales). Debido a esta problemática es necesario emplear otros métodos (uso de sustancias químicas tales como: rotenona, quinaldina, MS- 222, benzocaína, 2-fenoxietanol o anestésicos como el aceite de clavo para recolectar y cuantificar el número de especies crípticas en arrecifes rocosos y coralinos (Allen, R. G.; Bouvier, L. S. y Jensen R. E., 1992; Munday, P. L. y Wilson, S. K., 1997; Caballero-Vázquez, J. A., 1998; Ackerman, J. L. y Bellwood, D., 2000; 2002; Zayas-Álvarez, J. A., 2005; La Mesa, G.; Di Muccio, S. y Vacchi, M., 2006).

Una característica universal de las comunidades ecológicas es que algunas especies son comunes y otras (por lo general la mayoría), son poco frecuentes o raras. Sin embargo, las abundancia de las especies raras son más vulnerables al error de muestreo (Preston, 1948). Por ejemplo, cualquier diferencia en la capturabilidad entre especies, es probable que tenga mayor efecto en la detección de especies que ocurren naturalmente en frecuencias bajas (Buckland, S. T., Studeny, A. C., Magurran, A. E. y Newson, S. E. 2011). Cuando un conjunto se monitorea repetidamente a través del tiempo, el número de especies raras encontradas aumentará (Magurran, A. E. y Henderson, P. A., 2003;). Del mismo modo, el aumento de la extensión espacial de la muestra va a cambiar la visión de cómo está estructurado el conjunto (May, R. M., 1975; Tokeshi, M., 1993; 1999; Magurran, A. E., 2011). El número total de taxas registrados en cualquier sistema natural, seguirá aumentando con el tiempo, incluso teniendo en cuenta un “monitoreo perfecto”, debido a la capacidad de las nuevas especies para colonizar y las ya existentes pueden haberse extinguido localmente

(Magurran, A. E., 2011). Además, debido a la rareza y la riqueza, la comprensión de los procesos que sustentan esta diversidad es fundamental para el desarrollo de políticas efectivas para la conservación (Magurran, et al. 2011).

5. Conclusiones

- Los bosques de macroalgas debido a su alta productividad y compleja estructura biológica son utilizados por la ictiofauna como zonas de guardería, áreas de alimentación y como refugio en contra de depredadores.
- El listado sistemático de las especies de peces muestreadas en Campo Kennedy durante el presente trabajo, estuvo representado por ocho órdenes, 22 familias, 31 géneros y 39 especies. Las familias mejor representadas por su número de especies fueron Embiotocidae (6); Sebastidae (6); Cottidae (3); Hexagrammidae (2); Kyphosidae (2); Labridae (2); Pomacentridae (2) y Serranidae (2), mientras que el resto de las familias fueron presentados por una sola especie.
- De las 39 especies registradas, el 100% presentó afinidad a la provincia Sandieguina (PS) y debido al traslape en sus áreas de distribución, el 33.3% fue afín a la provincia Sinuscaliforniana (PSC); el 7.7% de las especies presentó afinidad a la provincia Panámica (PP) y sólo el 5.1% perteneció a la provincia Mexicana (PM).
- Las especies más abundantes en ambos hábitats fueron: la señorita (*O. californica*), la castañeta (*C. punctipinnis*) y la cabrilla sargacera (*P. clathratus*).
- De acuerdo al Índice de Importancia en la Comunidad (ICI), la señorita (*O. californica*) fue la especie más abundante y ocurrió en el 100% de las observaciones, seguida por la vieja (*S. pulcher*) observada en el 93.44% de los transectos y finalmente la perca negra (*E. jacksoni*) presente en el 74.33% de las observaciones.
- El listado de especies dominantes registradas en los distintos hábitats (pelágico y bentónico) varía mucho de acuerdo a los meses del monitoreo, dándose cambios de ausencia/presencia o en las abundancias relativas registradas.

- La presencia del ronquíl *Rathbunella alleni* constituye el primer registro para México y solo fue observado en el mes de julio.
- .El censo visual es una herramienta ampliamente utilizada en los trabajos ecológicos de peces arrecifales (coralinos y rocosos) que nos permite obtener datos a largo plazo para cuantificar las comunidades de peces; sin embargo normalmente esta técnica puede subestimar el número de especies presentes (p.e. a los peces crípticos).

Lista de referencias bibliográficas

- Ackerman, J. L. y Bellwood, D. R. (2002). Comparative efficiency of clove oil and rotenone for sampling tropical reef fish assemblages. *Journal of Fish Biology*. 60, (4) 893–901.
- Ackerman, J. L. y Bellwood, D. R. (2000). Reef fish assemblages: a re-evaluation using rotenone stations. *Marine Ecology Progress Series*. 206: 227-237.
- Alevizon, W. S. y Brooks, M. G. (1975). The comparative structure of two western Atlantic reef fish assemblages. *Bull. Mar. Sci.*, 25, (4) 482-490.
- Allen, R. G.; Bouvier, L. S. y Jensen R. E. (1992). Abundance, diversity and seasonality of cryptic fishes and their contribution to a temperate reef fish assemblage off Santa Catalina Island, California. *Bulletin Southern California Academy of Sciences*. 91 (2):55-69.
- Argote Espinoza, M. L.; Amador Buenrostro, A. y Morales-Zuñiga, C. (1975). Distribución de los parámetros de salinidad y temperatura y tendencias de la circulación en la Bahía de Todos Santos, B. C. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México.
- Ambrose, R. y Swarbrick, S. (1989). Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of Southern California. *Bulletin Of Marine Science*, 44(2): 718-733.
- Bakun, A. (1973). Coastal upwelling indices, west coast of North America, 1946–1971. NOAA report, NMFS, SSRF-671. 85.
- Bell, J. D. (1983). Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *J. Appl. Ecol.*, 20, 357-369.
- Bellwood, D. y Huges, T. (2001). Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science*. 292: (5521) 1532-1534.
- Bodkin, J.(1988). Effects of macroalgas forest removal on associated fish assemblages in central California. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 117: 227-238.
- Bodkin, J. L. (1986). Fish assemblages in *Macrocystis* and *Nereocystis* kelp forests off Central California. *U.S. Fishery Bulletin* 84(4): 799-808.

- Buckland, S. T.; Studeny, A. C.; Magurran, A. E. y Newson, S. E. (2011). Biodiversity monitoring: the relevance of detectability. In *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (Magurran, A. E. y McGill, B. J., eds), pp. 25–36 pp. Oxford: Oxford University Press.
- Briggs, J. C. (1995). *Global biogeography. Developments in Palaeontology and Stratigraphy* 14. Elsevier Science. 452 p.
- Briggs, J. C. (1974). *Marine zoogeography*. McGraw Hill. New York. 473 p.
- Brock, V. E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management* 18, (3) 297-308.
- Brower, J. E. y Zar, J. H. (1984). *Field and laboratory methods for general ecology*. Wm. C. Brown Co. Dubuque, Iowa. 226.
- Caballero-Vázquez, J. A. (1998). *Composición y estructura de la comunidad de peces crípticos y sedentarios en cabezos arrecifales de Mahahual, Quintana Roo, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, México. 58 pp.
- Carr, M. H. (1989). Effects of macroalgal assemblages on the recruitment of temperate zone reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 126:59-76.
- Caselle, J. y Warner, R. (1996). Variability in recruitment of coral reef fishes: the importance of habitat at two spatial scales. *Ecology*. 77: 2488-2504
- Chávez Garcia, M. del C. (1975). *Algunas condiciones de surgencia durante la primavera de 1974 para el área adyacente a Punta Banda, Baja California*. *Ciencias Marinas* 2(2):111-124.
- Choat, J. H. y Ayling, A. M. (1987). The relationship between habitat structure and fish faunas on New Zealand reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 110: (3)257-28.
- Cota-Villavicencio, A. (1972). *Estudio oceanográfico químico de la surgencia localizada en la zona de Punta Banda, Baja California*. Tesis de maestría, Centro de Investigación Científica y de Estudios Superiores de Ensenada. 63.
- Cowen, R. K y Bodkin, J. L. (1993) Annual and spatial variation of the kelp forest fish assemblage at San Nicholas Island, California *En*: Hochberg, F.G. (autor). *Third California Islands Symposium: Recent Advances in Research on the California Islands*. Santa Barbara Museum of Natural History. 661pp.

- Charters, A. C.; Neushul, M. y Coon, D. (1973). The effect of water motion on algal spore adhesion. *Limnol. Oceanogr.* 18:(6)884-896.
- Charters, A. C., Neushul, M., and Coon, D. A. (1971). Effects of water motion on algal spore attachment. In *International Symposium on Seaweed Research, 7th, Sapporo*.
- Dayton, P. K. (1985). Ecology of macroalgas communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, Vol. 16, 215-245.
- Díaz Díaz, M. E. (1983). Aspectos tróficos de algunas especies de peces asociadas a un manto de *Macrocystis pyrifera* en la bahía de Todos Santos, Baja California (primavera-verano 1982). Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México. 61 pp.
- Deza, A. A. y Anderson, T. W. (2010) Habitat fragmentation, patch size, and the recruitment and abundance of kelp forest fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 416:229-240
- Duggins, D. O.; Simenstad, C. A. and Estes, J. A. (1989). Magnification of secondary production by macroalgas detritus in coastal marine ecosystems. *Science* 245:170-173.
- Ebeling, A. W. & Hixon, M. A. (1991). Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structure. Pages 509-561 in P. F Sale, editor. *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Ebeling, A. W. y Laur, D. R. (1988). Fish populations in macroalgas forests without sea otters: effects of severe storm damage and destructive sea urchin grazing. 169-191 pp. *In*: G.R. VanBlaricom and J.A. Estes (eds.), *The community ecology of sea otters*. Springer Verlag: Berlin, Germany.
- Ebeling, A. W.; Larson, R. J. y Alevizon, W. S. (1980 a). Habitat groups and island-mainland distribution of macroalgas-bed fishes off Santa Barbara, California. *In*, *Multidisciplinary Symposium on the California Islands*. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, edited by D. M. Power, 403-431 pp.
- Ebeling, A. W.; Larson, R. J. y Alevizon, W. S. (1980 b). Annual variability of reef-fish assemblages in macroalgas forests off Santa Barbara, California. *Fish. Bull. NOAA, US.*, 78(2), 361-377.
- Eschmeyer, W. N. y Fricke, R. (eds.) *Catalog of fishes electronic version (16/09/14)*. <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>

- Fossa, J. H. (1991). The ecology of the two-spot goby (*Gobiusculus flavescens* Fabricius): the potential for cod enhancement. - ICES Marine Science Symposium 192:147- 155 pp.
- Fisheries Development Report 22. British Columbia Ministry of the Environment, Nanaimo, British Columbia, Canada, 100 pp.
- Freiwald, J., Wisniewski, C., Wehrenberg, M.; Shuman, C. y Dawson, C. (2015). Reef Check California Instruction Manual: A Guide to Rocky Reef Monitoring, (8th ed) Reef Check Foundation, Pacific Palisades, CA, USA.
- Gaines, S. D., and Lubchenco, J. (1982). A unified approach to marine plant-herbivore interactions. II. Biogeography. Annual Review of Ecology and Systematics 13:111-138.
- García, C.; Robles, P. M.; Figueroa, C. C.; Delgado, G. O. (1994). Observaciones de corrientes y temperatura en la Bahía de Todos Santos, RC. Durante Noviembre de 1993-Enero 1994: Comunicaciones Académicas, Serie Oceanográfica Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Hammann, G y Rosales Casián, J. (1990). Taxonomía y estructura de la comunidad de peces del estero de Punta Banda y Bahía de Todos Santos, Baja California, México. En Rosa-Vélez, J. De la y González-Farías, F. (eds) Temas de oceanografía biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. 337 pp.
- Holbrook, S. J.; Carr, M. H.; Schmitt, R. J. y Coyer, J. A. (1990). Effect of giant kelp on local abundance of reef fishes: The importance of ontogenetic resource requirements. Bull. Mar. Sci. 47(1)104-114.
- Johnson, D.E. (1998). Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. Traducido por H. Pérez Castellanos. International Thomson Editores, Ciudad de México, México. 566 pp.
- Keats, D. W.; South, G. R. and Steele, D. H. (1987). The role of macroalgae in the distribution and feeding of juvenile codfish (*Gadus morhua* L.) in inshore waters off eastern Newfoundland. Can. J. Zool., 65: 49–53.
- Krebs, C. J. (1999). Ecological methodology. (2a. ed). Addison Wesley Longman, Inc. 620 pp.
- KruskaL, J.B. (1964). Non metric multidimensional scaling: a numerical method. Psychometrika, 29 (2), 115-129.

- Ladah, L. B. y Zertuche-González, J. A. (2004). Giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) survival in deep water (25-40 m) during El Niño of 1997-1998 in Baja California, Mexico. *Botánica Marina* 47:(5) 367-372.
- La Mesa, G.; Di Muccio, S. y Vacchi, M. (2006). Structure of a Mediterranean cryptobenthic fish community and its relationships with habitat characteristics. *Marine Biology*. 149: (2)149-167.
- Larson, R. J. and DeMartini, E. E. (1984). Abundance and vertical distribution of fishes in a cobble-bottom macroalgas forest off San Onofre, California. *Fish. Bull. NOAA*, 82, (1), 37-53.
- Laur, D. R.; Ebeling, A. W. y Coon, D. A. (1988). Effects of sea otter foraging in subtidal reef communities off central California. pp. 151-168. *In*: G.R. VanBlaricom and A. Estes (eds.), *The community ecology of sea otters*. Springer Verlag: Berlin, Germany.
- Leaman, B. M. (1980). The ecology of fishes in British Columbia macroalgas beds. *In*. Barkley Sound *Nereocystis* beds.
- Legendre, P y Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*, (2nd. ed.) English edn. Elsevier, Amsterdam.
- Limbaugh, C. (1955). Fish life in the macroalgas beds and the effects of macroalgas harvesting. *Univ. Calif. Inst. Mar. Res. IMR ReJ*, Vol. 55, pp. 1-158.
- Love, M. S., Yoklavich, M. y Thorsteinson, L. (2002). *The Rockfishes of the Northeast Pacific*. University of California Press. 342 pp.
- Luckhurst, B. E. y Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.*, Vol. 49, (4)317-323.
- Ludwig, J. A. y Reynolds, J. F. (1988). *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons. New York, U. S. A. 337 pp.
- Magurran, A. E. (2011). Measuring biological diversity in time (and space). *In* *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (Magurran, A. E. y McGill, B. J., eds), pp. 85-104. Oxford: Oxford University Press.
- Magurran, A. E. y Henderson, P. A. (2003). Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature*. 422: (6933)714–716.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. London: Croom Helm. A general book on ecological diversity. Models for the distribution of species.

- May, R. M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. In *Ecology and Evolution of Communities* (Cody, M. L. y Diamond, J. M., eds), pp. 81-120. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Meillon-Menchaca, O. y Álvarez- Borrego, J. (1997). Análisis del comportamiento espacial del oleaje en la Bahía de Todos Santos, Baja California, mediante imágenes de superficies marinas. *Ciencias marinas* 23(1): 23-41.
- Miller, D. J. and Geibel, J. J. (1973). Summary of blue rockfish and lingcod life histories; A reef ecology study; and giant macroalgas, *Macrocystis pyrifera*, experiments in Monterey Bay, California. California Department of Fish and Game, Fish Bulletin 158: 137.
- Miller, D. J y Lea, R. N. (1972). Guide to the coastal Marine Fishes of California. Marine Resources Region. Department of fish and game Fish Bulletin No. 154-158). UCANR Publications
- Moral-Flores, L.; González-Acosta, A.; Espinosa-Pérez, H.; Ruiz-Campos, G., y Castro-Aguirre, J. (2013). Lista anotada de la ictiofauna de las islas del golfo de California, con comentarios sobre sus afinidades zoogeográficas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1), 184-214. Recuperado de: <https://dx.doi.org/10.7550/rmb.27335>
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M & T Manuales y Tesis SEA, vol 1. Zaragoza, 84 pp.
- Munday P. L. (2002) Does habitat availability determine geo-graphical-scale abundances of coral-dwelling fishes? *Coral Reefs* 21:(1)105–116
- Munday, P. L. y Wilson, S. K. (1997). Comparative efficacy of clove oil and other chemicals in anaesthetization of *Pomacentrus amboinensis*, a coral reef fish. *Journal of Fish Biology*. 51(5) 931-938.
- Munday, P. L., Jones, G. y Caley, M. (1997). Habitat specialization and the distribution and abundance of coral dwelling gobies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 152(1) 227-239.
- Nelson, J. S. (2006). *Fishes of the world*. Wiley, New York. 600 p.
- Paddack, M. y Estes, J. (2000). Comparison of kelp forest fish populations inside and outside of marine reserves in central California. *Ecological Applications* 10:855-870.
- Preston, F. W. (1948). The commonness and rarity of species. *Ecology*. 29: 254–283.

- Quast, J. C. (1968 a). Fish fauna of the rocky inshore zone. *In*: Utilization of macroalgas bed resources in southern California, edited by W.J. North & C.L. Hubbs, Calif Dep. Fish. Game Fish Bull., Vol. 139, 35-55.
- Quast, J. C. (1968 b). Estimates of the population and standing crop of fishes. *In*, Utilization of macroalgas bed resources in southern California, edited by W. J. North & C. L. Hubbs. Dep. Fish Game Fish Bull., Vol. 139, 57-79
- Rosales Casián, J. A. (1997). Estructura de la comunidad de peces y el uso de ambientes de bahías, lagunas y costa abierta en el Pacífico norte de Baja California. Tesis de doctorado Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, México. 201 pp.
- Schiel, D. R. & Foster, M. S. (1986). The structure of subtidal algal stands in temperate waters. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 24, 265-307.
- Stephens, J. S. Jr.; Morris, P. A.; Zerba, K. y Love, M. (1984). Factors affecting fish diversity on a temperate reef: the fish assemblage of Palos Verdes Point, 1974-1981. *Environ. Biol. Fish.*, 11(4), 259-275..
- Tokeshi, M. (1999). Species coexistence: ecological and evolutionary perspectives. Oxford: Blackwell Science. 454 pp.
- Tokeshi, M. (1993). Species abundance patterns and community structure. *Advances in Ecological Research*. 24: 112-186.
- Walker, B.; Henderson, B. y Spieler, R. (2002). Fish assemblages associated with artificial reefs of concrete aggregates or quarry offshore Miami Beach, Florida, USA. *Aquat. Liv. Res.* 15 (02) 95-105
- Wennhage, H. y L. Pihl. (2002). Fish feeding guilds in shallow rocky and soft bottom areas on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology*, 61(sA), 207-228.
- Wheeler, A. (1980). Fish-algal relations in temperate waters. *In*, The shore environment, edited by J. H. Price et al., Academic Press, London, U.K., 667-698 pp.
- Zayas-Álvarez, J. A. (2005). Análisis temporal de la estructura comunitaria de los peces crípticos asociados a un arrecife artificial en Punta Diablo, Bahía de la Paz, B.C.S. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional-CICIMAR. La Paz, México. 84 pp.