

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



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

**Estructura de la comunidad de peces y captura comercial
estacional en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., México durante
2015-2016**

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

Presenta:

Laura Cívico Collados

Ensenada, Baja California, México
2016

Tesis defendida por
Laura Cívico Collados

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Jorge Adrián Rosales Casián
Director de tesis

Dr. David Alberto Rivas Camargo

Dr. Modesto Ortiz Figueroa



Dra. María Lucila del Carmen Lares Reyes
Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Laura Cívico Collados © 2016

Queda prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin el permiso formal y explícito del autor y director de la tesis.

Resumen de la tesis que presenta **Laura Cívico Collados** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina

Estructura de la comunidad de peces y captura comercial estacional en la laguna Ojo de Liebre, B.C.S., México durante 2015-2016.

Resumen aprobado por:

Dr. Jorge Adrián Rosales Casián
Director de tesis

La Laguna Ojo de Liebre se ubica adyacente a Bahía Vizcaíno en el Pacífico de Baja California, patrimonio de la humanidad por la UNESCO, refugio de la ballena gris e importante para la pesca y la acuicultura. La Cooperativa "Luis Gómez Z." S. de R.L. planea depositar módulos de arrecifes artificiales como refugio de langosta en la laguna; con apoyo de su personal, se visitó estacionalmente para evaluar en tiempo y espacio la variación de la comunidad íctica y su relación con variables del agua de mar. La temperatura del agua de mar presentó un promedio de 21.8 ± 2.9 °C, el oxígeno disuelto de 7.27 ± 3.38 ml/L y una salinidad de 25.8 ± 0.53 . Se contabilizaron 2,071 peces, de 27 especies y 19 familias; el 57 % fueron censados por buceo y el 43% con las trampas. La mojarra plateada (*Calamus brachysomus*) contribuyó con el 39.1 % de la abundancia total y el 40.1 % de la biomasa, y la cabrilla verdillo (*Paralabrax nebulifer*) con el 33.6 % de abundancia y el 29 % de la biomasa. Estas dos especies fueron igual de importantes por el Índice de Importancia de la Comunidad, y al incorporar la biomasa por especie en el Índice de Importancia Relativa, la más importante fue *C. brachysomus*. La abundancia y la biomasa promedio presentaron promedios mínimos en septiembre (verano) de 2015 y los máximos durante mayo (primavera) 2016. Se presentaron diferencias en las abundancias y biomásas promedio de peces, con respecto al tiempo y sitios. La diversidad presentó valores bajos ($H' = 0.44$ a 0.76) no coincidente para una zona templada. Los peces capturados con trampas y censados por buceo respondieron de forma negativa y significativa al cambio de temperatura (Spearman, $\rho = -0.55$ para trampa y buceo), así como con la salinidad (Spearman, trampas: $\rho = -0.48$; buceo: $\rho = -0.32$). Muchas especies de peces utilizan las lagunas durante una parte de su ciclo de vida y la captura de los adultos representa ingresos económicos para los pescadores. La información sobre ecología de peces, es crucial para incorporarlos al plan de manejo de la laguna Ojo de Liebre, B.C.S.

Palabras clave: Laguna Ojo de Liebre, arrecifes artificiales, peces, trampas, buceo.

Abstract of the thesis presented by Laura Civico Collados as a partial requirement to obtain the Master of Science degree Marine Ecology.

Seasonal fish assemblage and commercial fishing in Ojo de Liebre lagoon, B. C. S., Mexico during 2015 - 2016.

Abstract approved by:

Dr. Jorge Adrián Rosales Casián
Thesis Director

Laguna Ojo de Liebre is a body of water adjacent to Vizcaino Bay on the Central Pacific coast of Baja California, because of its importance has been declared World Heritage by UNESCO as a refuge for the gray whale, but it is also important for fishing and aquaculture. The Cooperative "Luis Gómez Z." S. de R.L. plans to deploy artificial reefs for lobster refuge in the lagoon; with the support of the staff, seasonal visits were made in order to evaluate variation in the fish community and its relationship with seawater parameters. The average seawater temperature was 21.8 ± 2.9 °C, dissolved oxygen of 7.27 ± 3.38 ml/L and a salinity of 25.8 ± 0.53 . 2,071 fishes, 27 species and 19 families were recorded; 57 % registered by underwater visual census and 43 % were captured by traps. The pacific porgy (*Calamus brachysomus*) contributed 39.1 % of the total abundance and 40.1 % biomass, and the sand bass (*Paralabrax nebulifer*) with 33.6 % of abundance and 29 % of biomass. These two species were equally important by the Importance Community Index, and incorporating biomass with the Relative Importance Index, *C. brachysomus* was dominant. Average abundance and biomass presented minimum values in September (summer) 2015 and peaked in May (spring) 2016. Differences in abundance and biomass of fish in time and space were found. Diversity was low, mismatching to a temperate zone ($H' = 0.44$ to 0.76). Fishes responded negatively and significantly with temperature (Spearman, $\rho = -0.55$ traps and scuba), as well as salinity (traps, $\rho = -0.48$; scuba, $\rho = -0.32$). Many fish species use this lagoons in some stage of their life cycle and fisheries represents an income for fishermen. The information on fish ecology is crucial for the management of Ojo de Liebre lagoon, B.C.S.

Keywords: Ojo de Liebre lagoon, artificial reefs, fishes, traps, SCUBA

Dedicatoria

*A mis padres y mis hermanas por todo su ánimo, cariño y por apoyarme siempre en todas mis decisiones
y en especial a mi abuela, por haber querido siempre a toda su familia.*

A mi gran familia ensenadense.

Agradecimientos

A CONACYT por otorgarme la beca para poder realizar mis estudios de maestría y el desarrollo de esta tesis.

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B. C por abrirme las puertas y otorgarme los medios para realizar mi tesis de la mejor manera.

A mi director de tesis Dr. Jorge A. Rosales, por permitirme desarrollar las ideas que tenía en mente, por esas salidas de campo inolvidables y hacer que mi estancia académica haya sido una gran experiencia pero sobre todo por ser una gran persona y por su gran apoyo, gracias de todo corazón.

A mis sinodales el Dr. David Rivas y el Dr. Modesto Ortiz, por sus correcciones consiguiendo así un trabajo más completo.

Agradecer infinitamente a todos los miembros de la Cooperativa Luís Gómez Z. (Javier, Armando 'el pulpo' y sus hijos Alejandro y Julián, a 'los primos' Chema y Erick Medina, a Yeto y muchos más) por su conocimiento, paciencia y ayuda desinteresada así como por su buena actitud y soportarnos a pesar de comernos sus mareas! Porque ellos han hecho posible éste trabajo y han solucionado los problemas sin dificultad. Gracias también a Arturo por prestarme equipo necesario para las salidas.

A Anahí, Marianne, Schery, Maribel, Rigo, Mariana, Jorge Jr., Rodri, Abi, Gonzalo, Arturo, Violeta por haberse ofrecido a ayudarme en mis muestreos y haber hecho de las salidas de campo unas vacaciones entre amigos.

A todo el personal de CICESE que hacen todos los trámites más fáciles en especial las Elis (Farías y Avilés) y a Lucy. A Chelo por su ayuda con ArcGIS y Jorge Soria por innumerables ayudas técnicas.

A los que están lejos, mis padres y mis hermanas, que siempre han sabido darme ánimo y cariño desde la distancia y porque sin ellos no habría llegado hasta aquí y mis amigos gaditanos boquerones que me están esperando. A los que están cerca, familia ensenadense, Aarón y Marianne por ser mis medio padres y mis proveedores oficiales de carnada para las trampas, a mis roomies Amparito, Jorsh, Anahí y a Ivansito que también cuenta como tal y más, a Manetuchis, Lubi y Mónica (que salvaron mi vida al menos una vez!), a Ainoa, Gon y Nur, mis despeñaperros parriba'. A Lauris, Schery y Mari por los momentos de desestrés en el agua y a todos los que en general han hecho de mi estancia en México una experiencia de la que me llevo los mejores recuerdos.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatorias.....	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	viii
Lista de tablas.....	xi
Capítulo 1.....	1
1.1. Introducción	1
1.2. Antecedentes.....	3
1.3. Justificación	4
1.4. Hipótesis.....	5
1.5. Objetivos	5
1.5.1 Objetivo general.....	5
1.5.2 Objetivos específicos.....	5
Capítulo 2.....	7
2.1. Metodología	7
2.1.1. Área de estudio	7
2.1.2. Trabajo de campo.....	9
2.1.3. Análisis de datos.....	11
Capítulo 3.....	15
3.1. Resultados	15
3.1.1. Parámetros fisicoquímicos	15
3.1.2. Estructura de la ictiofauna	19
3.1.3. Abundancia y biomasa	22
3.1.4. Índices	42
3.1.5. Estructura de tallas de las especies dominantes.	53
3.1.6. Correlación parámetros fisicoquímicos	59

Capítulo 4.....	60
4.1. Discusión	60
Capítulo 5.....	70
5.1. Conclusiones.....	70
Literatura citada	71

Lista de figuras

Figura		Página
1	Localización de la laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México (Rodríguez Padilla, 2013).....	7
2	Batimetría y sitios de monitoreo en la Laguna Ojo de Liebre (Gutiérrez de Velasco, 2000).....	8
3	Temperatura promedio mensual y estacional en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. de junio 2015 a mayo 2016 (a) y temperatura <i>in situ</i> en cada sitio y mes de monitoreo (b). Las barras de error indican la desviación estándar.....	15
4	Concentración de oxígeno disuelto (ml/L) promedio durante los meses de monitoreo (a) e <i>in situ</i> en cada sitio y mes de monitoreo (b). Las barras de error indican la desviación estándar.....	17
5	Distribución de la salinidad promedio <i>in situ</i> para cada mes de monitoreo. Las barras de error indican el error estándar.....	18
6	Abundancia (peces/trampa, izquierda) y biomasa (g/trampa, derecha) promedio de capturas con trampas para cada mes de monitoreo en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras de error indican el error estándar.....	24
7	Abundancia en número de peces totales capturados por localidad durante todo el periodo de monitoreo (a) y durante la salida de prospección en junio de 2015 (b)	26
8	Abundancia total en número de peces capturados en cada sitio de monitoreo para septiembre (a) y noviembre (b) de 2015.....	26
9	Abundancia total en número de peces capturados en cada sitio de monitoreo para febrero (a) y mayo (b) de 2016.....	27
10	Abundancia promedio de capturas con trampa (peces/trampa) para cada sitio y mes de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.....	28
11	Biomasa en número de peces totales capturados por localidad durante todo el periodo de monitoreo (a) y durante la salida de prospección en junio de 2015 (b).	29
12	Biomasa total en número de peces capturados en cada sitio de monitoreo para septiembre (a) y noviembre (b) de 2015.....	30
13	Biomasa total en número de peces capturados en cada sitio de monitoreo para febrero (a) y mayo (b) de 2016.....	30

14	Biomasa promedio en censo por buceo (g/transecto) para cada sitio de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.....	31
15	Abundancia (izquierda, peces/transecto) y biomasa (derecha, g/transecto) promedio en censo por buceo para cada mes de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.	34
16	Abundancia en número de peces totales censados por buceo por sitios durante todo el periodo de monitoreo (a) y durante la salida de prospección en junio de 2015 (b)	35
17	Abundancia en número de peces totales censados por buceo por sitios durante septiembre (a) y noviembre de 2015 (b).....	36
18	Abundancia en número de peces totales censados por buceo por sitios durante febrero (a) y mayo de 2015 (b)	36
19	Abundancia promedio en censo por buceo (peces/transecto) para cada sitio de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.....	37
20	Biomasa de peces (kg) totales censados por buceo durante todo el periodo de monitoreo por sitio (a) y para junio de 2015 (b).....	39
21	Biomasa de peces (kg) censados por buceo por sitio para el mes de septiembre (a) y noviembre (b).	39
22	Biomasa de peces (kg) censados por buceo por sitio para el mes de febrero de 2015 (a) y mayo (b)	40
23	Biomasa promedio en censo por buceo (g/transecto) para cada sitio de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.	40
24	Riqueza específica (S, a), diversidad de Shannon (H', b) e igualdad de Pielou (J', c) para cada mes de monitoreo mediante trampas (línea negra) y buceo (línea azul) durante el periodo 2015-2016.	52
25	Distribución de frecuencias de longitud total (LT, cm) de <i>P. nebulifer</i> (intervalo de clase 2 cm) para el total de peces (a) y para buceo y trampas (b). En figura (a) la línea roja es la talla promedio, y en figura b la línea azul es el promedio de talla para peces por buceo y la roja para los peces capturados con trampas.....	53
26	Distribución mensual de frecuencias de longitud total (LT, cm) de <i>P. nebulifer</i> (intervalo de clase 5 cm). La línea negra indica la talla promedio para cada mes....	55

- 27 Distribución de frecuencias de longitud total (LT, cm) de *C. brachysomus* (intervalo de clase 2 cm) para el total de peces (a) y para buceo y trampas (b). En figura (a) la línea roja es la talla promedio, y en figura b la línea azul es el promedio de talla para peces por buceo y la roja para los peces capturados con trampas..... 56
- 28 Distribución mensual de frecuencias de longitud total (LT, cm) de *C.brachysomus* (intervalo de clase 5 cm). La línea negra indica la talla promedio para cada mes.... 58

Lista de tablas

Tabla	Página
1 Sitios de monitoreo durante el periodo de estudio en la Laguna Ojo de Liebre 2015-2016. Tipo de sustrato aparece sólo en los sitios con buceos.....	9
2 Comparación de la temperatura (°C) registrada <i>in situ</i> entre meses mediante la prueba <i>a posteriori</i> de comparaciones múltiple.....	16
3 Comparación del oxígeno disuelto (ml/l) registrado <i>in situ</i> entre meses mediante la prueba <i>a posteriori</i> de comparaciones múltiple.....	18
4 Comparación la salinidad registrada <i>in situ</i> entre meses mediante la prueba <i>a posteriori</i> de comparaciones múltiple.....	19
5 Lista sistemática de la ictiofauna de Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. de las capturas con trampas (T.) y de censos visuales (B.). La distribución (Dis.) por especie se señala con el código siguiente: S = sureña, N = norteña y W = distribución amplia en el océano Pacífico oriental, NS: norteña con afinidad sureña, y SN: sureña con afinidad norteña. Se indica el número de especímenes por especie entre paréntesis, y el intervalo de tallas (LT, cm) entre corchetes.	20
6 Composición de las capturas (Trampa) y censos (Buceo) por abundancia numérica, acumulativa y total durante el período de monitoreo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S.....	21
7 Biomasa total (Bio. (g)), porcentaje relativo (% Rel.) y acumulativo (% Acum.) de las especies capturadas con trampas y censadas por buceo. En negritas: porcentaje relativo mayor y especies que suman el 90.....	22
8 Abundancia total, relativa y acumulativa de las especies capturadas con trampa para cada mes de monitoreo. En negrita las especies que forman el 90 % de la abundancia.....	23
9 Biomasa total (g) y relativa (% Rel.) de las especies capturadas con trampa para cada mes de monitoreo. En negrita la especie con mayor aporte de biomasa relativa por mes.	24
10 Abundancia total y relativa de las especies capturadas para cada sitio a lo largo del periodo de monitoreo. En negrita se muestra el mayor porcentaje relativo de cada especie entre los sitios.....	28

11	Biomasa total (g) y relativa (%Rel.) de las especies capturadas con trampas para cada sitio a lo largo del periodo de monitoreo. En negrita se muestra el mayor porcentaje relativo de cada especie entre los sitios.....	32
12	Abundancia total, relativa y acumulativa de las especies censadas por buceo para cada mes de monitoreo.....	33
13	Biomasa total (g) y relativa (% Rel.) de las especies censadas por buceo para cada mes de monitoreo. En negrita la especie con mayor aporte de biomasa relativa por mes.....	34
14	Abundancia total y relativa de las especies censadas por buceo para cada sitio a lo largo del periodo de monitoreo. En negrita se muestra el mayor porcentaje relativo de cada especie entre los sitios.....	38
15	Biomasa total (g) y relativa (% Rel.) de las especies censadas por buceo para cada sitio a lo largo del periodo de monitoreo. En negrita se muestra el mayor porcentaje relativo de cada especie en cada sitio. (*Concha solo para junio de 2015)	41
16	Importancia de las especies de peces por capturas con trampas (T) y censos por buceo (B) por abundancia relativa (% Rel.), frecuencia de ocurrencia (% FO) e índice de importancia de la comunidad (ICI)	43
17	Importancia de las especies de peces por capturas con trampa por abundancia relativa (% Rel.), acumulativa (% Acum.), frecuencia de ocurrencia (% FO) e índice de importancia de la comunidad (ICI).	44
18	Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia de la Comunidad (ICI) para las capturas con trampas y los meses de monitoreo de 2015-2015 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S.....	44
19	Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia de la Comunidad (ICI) en censos por buceo y durante 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S.....	45
20	Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia de la Comunidad (ICI) en censos por buceo y los meses de monitoreo de 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S.....	46
21	Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en capturas y censos por buceo para el periodo 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (%Ni), biomasa relativa (%Wi), frecuencia relativa (%FO).....	47

22	Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en las capturas con trampas para el periodo 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (% Ni), biomasa relativa (% Wi), frecuencia de ocurrencia (% FO)...	48
23	Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en las capturas con trampas para los meses de monitoreo en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (% Ni), biomasa relativa (% Wi), frecuencia de ocurrencia (% FO)...	49
24	Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en los censos por buceo para el periodo 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (% Ni), biomasa relativa (% Wi), frecuencia de ocurrencia (% FO)...	50
25	Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en los censos por buceo para los meses de monitoreo en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (% Ni), biomasa relativa (% Wi), frecuencia de ocurrencia (% FO)...	51
26	Valores de la correlación de Spearman (ρ) entre la abundancia (peces/trampa; peces/transecto) y biomasa (g) con respecto a los parámetros fisicoquímicos. En negrita aparecen las correlaciones significativas con $p < 0.05$	59

Capítulo 1

1.1. Introducción

Las lagunas costeras son cuerpos de agua salobre o de agua de mar poco profundas separadas del mar por un cordón litoral, arrecife o banco de arena y conectados al menos de forma intermitente con el océano adyacente por uno o varios canales de marea (Kennish et al, 2010; Phleger, 1969; 1981; Colombo 1977; Barnes 1980; Kjerfve 1986, 1994; Gonenc y Wolflin 2004). Estos cuerpos de agua son sometidos a factores forzantes desde la conexión al mar hasta la parte más alejada donde los ríos llegan a descargar agua dulce. Además son influenciados por vientos y mareas que generan altas velocidades de corrientes, y a su vez el balance entre evaporación/precipitación entre otros, son factores que van a determinar la composición de las comunidades tanto en la laguna como en las inmediaciones. La comprensión de la física, química, geología y dinámica ecológica de las lagunas costeras es importante para la planificación e implementación de estrategias de manejo en lagunas costeras (Kjerfve, 1994).

Estos sistemas tienen una productividad potencial elevada, es decir, existe una disponibilidad de energía mayor que en otros sistemas acuáticos. Dicha energía puede verse en la presencia de una biota local abundante, una notable exportación de materia orgánica hacia la zona costera y por la retención de materia orgánica y nutrientes en los sedimentos de la laguna (Contreras et al., 1993). Estas características confieren a las lagunas costeras una gran importancia para la pesca y la acuicultura además en estos cuerpos de agua los peces pasan al menos una parte de su ciclo de vida (Yáñez-Arancibia et al., 1994). Según los datos presentados por Kapetsky (1984) acerca del rendimiento pesquero y su comparación en las capturas, las lagunas costeras son en general, más productivas que otros ecosistemas tales como plataformas continentales, arrecifes de coral o llanuras de inundación. Sin embargo, no todas las lagunas costeras presentan capturas altas debido a que pueden ser muy diferentes unas de otras, por tanto cada laguna es una unidad independiente y debe ser estudiada por separado. En las lagunas y estuarios, los peces juegan un papel fundamental como almacenadores de energía transfiriendo ésta a lo largo de la cadena trófica desde niveles primarios hasta otros ecosistemas adyacentes (Yáñez-Arancibia et al., 1977). Es por esto que, dado el estado de sobreexplotación actual de las pesquerías, es crucial el análisis y entendimiento de éstas para poder desarrollar planes de manejo adecuados para cada sistema.

Estos ecosistemas tan variables en espacio y tiempo, tanto física como químicamente suponen un reto para las comunidades de peces, ya que muchos de ellos presentan rangos de tolerancia estrechos. A

pesar de estos cambios dramáticos, las lagunas costeras se consideran muy importantes para los peces ya que actúan como área de crianza, pasos entre rutas de migración y áreas que sostienen grandes cantidades de ciertas especies de peces costeras de forma natural (Allen et al., 2006; McHugh, 1967; Haedrich, 1983; Elliott, 2002).

En las costas de la península de Baja California existen 22 sistemas lagunares-estuarinos (Contreras, 1985; Acevedo, 1997) en los cuales se han enfocado estudios referentes al impulso de la acuicultura, sin embargo muchos de estos sistemas están poco explotados como es el caso de la Laguna Ojo de Liebre sobre la que se centra el presente trabajo. La laguna es considerada de gran importancia para la conservación de especies de peces dado que actúa como lugar de refugio y crianza para un gran número de éstas, siendo esencial a su vez para el tránsito de especies migratorias. Gracias a estas características, la Laguna Ojo de Liebre cuenta con reconocimientos nacionales e internacionales y a su vez fue declarada por la UNESCO patrimonio de la humanidad dentro del programa Hombre y Biósfera (MAB) (De la Cruz-Agüero, 1996).

Como consecuencia de su declaratoria como Reserva de la Biósfera, según De la Cruz-Agüero (1996) se ha omitido información sobre los recursos ícticos de la zona, a excepción de algunos estudios ecológicos llevados a cabo como el programa CONABIO-B128 "Evaluación estacional de la fauna ictiológica, malacológica y flora ficológica de la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno, BCS, Fase I: Laguna Ojo de Liebre" de donde se caracterizó a la comunidad íctica y se analizaron las interacciones tróficas de la ictiofauna más abundante. Es por ello que es necesario una mayor comprensión sobre la comunidad ictiofaunística de la laguna, así como de las especies de peces capturadas comercialmente, el estado del recurso de la captura artesanal y de las especies comerciales más abundantes.

Por otro lado, los arrecifes artificiales se han convertido en una estrategia importante y popular como técnica para mejorar las pesquerías ofreciendo nuevas herramientas en el manejo de estas y que además pueden contribuir a la protección de los recursos pesqueros (Bohnsack y Sutherland, 1985; Lindberg y Relini, 2000). Estas estructuras proporcionan sustrato duro que puede servir como zona de asentamiento para organismos bentónicos, contribuyendo de esta manera a crear nuevas áreas de alimentación para organismos de niveles superiores e incrementando la eficiencia trófica (Bombace, 1989). Proveer un ambiente nuevo incrementa la capacidad de carga del medio y por tanto incrementa la productividad en abundancia y la biomasa (Polovina, 1994). Actualmente existen dudas sobre si los arrecifes artificiales realmente producen un incremento de la producción o sólo agregan a los organismos ya existentes de los alrededores sin incrementar realmente la abundancia y biomasa total del sistema (Bohnsack y

Sutherland, 1985). Es por esto que el conjunto de actividades realizadas en la laguna como la pesca artesanal, la acuicultura, la colocación de arrecifes artificiales, el ecoturismo y los cambios ambientales a los que está sujeta la laguna, requieren de estudios que determinen su estado actual para un plan que permita un manejo y explotación sustentable.

1.2. Antecedentes

En general, las lagunas costeras han sido bastante estudiadas y existe información sobre sus recursos ya que constituyen una fuente importante de recursos para el ser humano, además de ser zonas accesibles por lo que se facilita su estudio. Barnes (1980) describe ampliamente los tipos de lagunas costeras, tanto origen como morfología y ecología. Además existen trabajos donde se analizan de manera exhaustiva los procesos en las lagunas costeras (Kjerfve, 1994), desde características generales de estos cuerpos de agua hasta producción primaria y secundaria, además del papel de las lagunas costeras como hábitats para peces.

Para el caso de las lagunas costeras en México, existen trabajos a partir de los años 60 enfocados al origen y clasificación de las lagunas costeras en México (Lankford, 1977) así como sobre sedimentología y oceanografía de las lagunas costeras en Baja California (Phelger, 1962).

Respecto a la Laguna Ojo de Liebre son varios los estudios realizados, como el transporte litoral de sedimentos (Marinone et al., 1982; Zamora, 2015), las condiciones ambientales (Alvarado, 1986; Álvarez-Borrego, 1992; Gutiérrez de Velasco, 2000; Rodríguez, 2013) y la población de la ballena gris y mortalidad incidental (Fuentes, 1983). También existen estudios sobre bivalvos, un importante recurso de la zona (Quiñones Arreola, 2003; Arellano-Martínez, 2004; Hernández-Olalde, 2007), y sobre el estado de la población de tortuga prieta *Chelonia mydas* (Hernández, 2013).

Respecto a la composición de peces, De la Cruz Agüero (1996) publicó una lista sistemática de los peces marinos de las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, donde recolectó 11,864 especímenes pertenecientes a 59 especies, 50 géneros y 36 familias. Además la información se incrementó mediante el programa de evaluación estacional de la fauna ictiológica, malacológica y flora ficológica de la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno, BCS, Fase I: Laguna Ojo de Liebre. Acevedo-Cervantes (1997) caracterizó de forma ecológica la comunidad íctica de la Laguna Ojo de Liebre donde concluye que se trata de una

laguna con baja diversidad en comparación con otros sistemas lagunares en México, conformada por especímenes de tallas pequeñas y que la mayor diversidad se encuentra en el extremo interior de la laguna, la cual se ve influenciada estacionalmente por la entrada de especies para completar su ciclo de vida. Otro estudio analizó los contenidos estomacales de las especies de peces más abundantes para determinar las interacciones tróficas de éstas en la laguna (Bocanegra, 1998).

Posteriormente se obtuvieron trabajos sobre aspectos biológicos de algunas especies abundantes en la laguna. Pérez-España et al. (1998) determinaron el crecimiento, consumo y productividad del pez *Fundulus parvipinnis*. Bocanegra-Castillo et al. (2000) analizaron el espectro alimentario de la berrugata californiana o bocadulce *Menticirrhus undulatus* y los hábitos alimentarios de la cabrilla pinta, *Paralabrax maculatofasciatus*.

Cabe destacar el trabajo realizado por Barkoukis (2006) del *Gray's Reef National Marine Sanctuary* (GRNMS), en el que hace uso de trampas de peces (las cuales son muy utilizadas dentro de La laguna Ojo de Liebre) para determinar los cambios estacionales en los peces capturados y su relación con los diversos hábitats del fondo.

1.3. Justificación

La Laguna Ojo de Liebre en Baja California Sur (México) es un ecosistema muy importante como zona de vivero (refugio, alimentación y crianza) para muchas especies de peces y de alimentación para especies migratorias que a su vez transfieren energía a zonas costeras y lejanas fuera de la laguna (Deegan, 1993). Este transporte incluye la energía de elementos terrestres, que junto con aspectos bióticos marinos, interaccionan para la producción de biomasa y su transporte posterior mediante la migración de los peces (Rosales-Casián, 1997a; Ray, 2005).

Además del carácter ecológico, la Laguna Ojo de Liebre juega un papel fundamental en el aspecto socio-económico en la localidad de Guerrero Negro, junto con Santa Rosalía, ambos en el Estado de Baja California Sur, donde se concentran los núcleos urbanos en la zona de la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno (Censo de Población y Vivienda 2010, INEGI). La población de Guerrero Negro se dedica fundamentalmente a la pesca, la extracción de sal y al ecoturismo, por lo que el hecho de que se encuentre en un Área Natural Protegida dificulta la oportunidad de diversificar las actividades

productivas en el caso de que ocurran cambios que afecten a las principales actividades como lo es la pesca artesanal (Ivanova et al., 2012). Por tanto, la adquisición de conocimiento previo referente a la colocación de arrecifes artificiales para el refugio de organismos de importancia económica supone un beneficio a la comunidad pesquera y al ecosistema.

Una de las especies de peces más abundantes en un área extensa, incluyendo a la Laguna Ojo de Liebre, es la cabrilla arenosa o verdillo (*Paralabrax nebulifer*); esta especie por su abundancia les genera a los pescadores un ingreso constante.

1.4. Hipótesis

- La estructura de la comunidad de especies de peces en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. es modificada por los cambios ambientales estacionales.
- La composición y abundancia de especies de peces comerciales en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. es distinta entre sitios y entre estaciones del año.

1.5. Objetivos

1.5.1 Objetivo general

Determinar la estructura de la comunidad de especies de peces en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., así como la variabilidad estacional de las especies, sus abundancias y biomasa, y su relación con factores o variables ambientales.

1.5.2 Objetivos específicos

- Determinar la variación estacional de temperatura, salinidad y oxígeno en la Laguna Ojo de Liebre de junio 2015 a mayo 2016.

- Identificar las especies de peces y determinar su abundancia y biomasa en los censos por buceo y en capturas de forma comercial en la laguna.
- Determinar la estructura estacional de la comunidad de peces de la laguna en sitios con posibilidad para la instalación de arrecifes artificiales.

Capítulo 2

2.1. Metodología

2.1.1. Área de estudio

La Laguna Ojo de Liebre se encuentra en la localidad de Guerrero Negro, Baja California Sur, ubicada en la parte media occidental de la península de Baja California, entre los 27°36' y 27°55' de latitud Norte y los 113°55' y 114°19' de latitud Oeste. Forma parte del complejo lagunar Ojo de Liebre conformado por tres lagunas: Laguna Manuela al norte, Laguna Guerrero Negro, y la Laguna Ojo de Liebre que se ubica en el extremo sur de las tres (Figura 1). Este complejo se encuentra en el borde de una planicie aluvial comprendido entre la Sierra de San Borjas al noreste y la Sierra Vizcaíno al suroeste (Eberhardt, 1966).

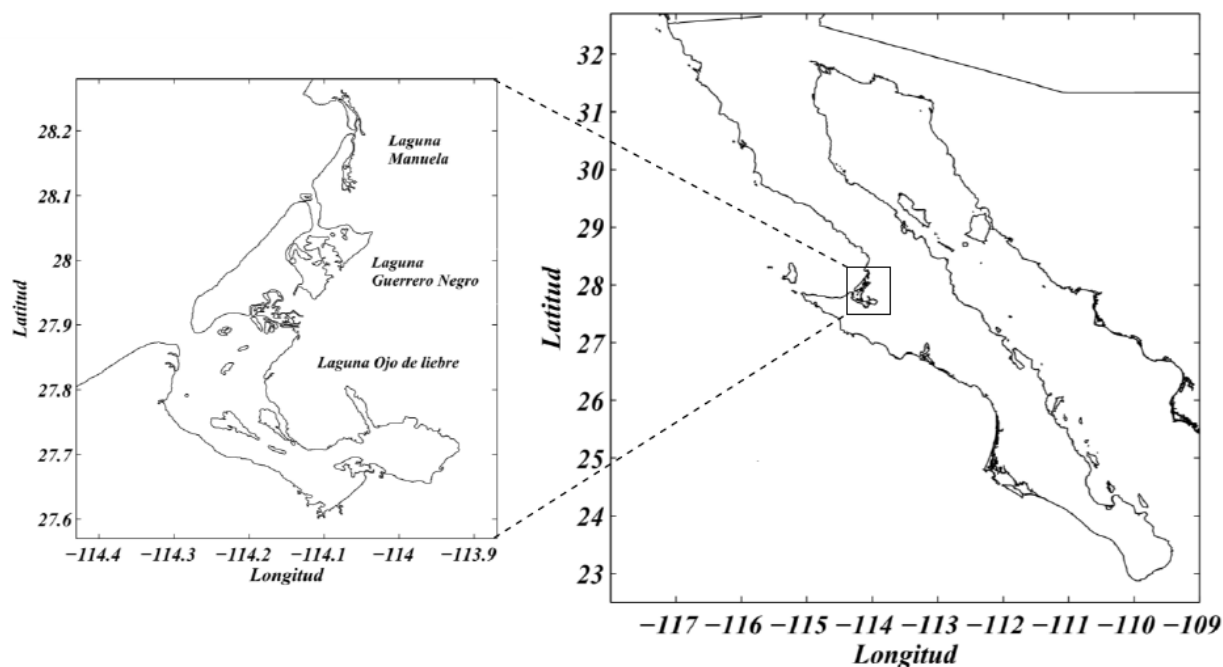


Figura 1. Localización de la laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México (Rodríguez Padilla, 2013).

La Laguna Ojo de Liebre comprende una superficie de 480 km², con una longitud de 40 km y un ancho promedio de 6 km. Está conectada a la Bahía Sebastián Vizcaíno por una boca de 3.7 km de ancho y cuenta con cuatro islas principales en su interior: Conchas, Brosas, Piedras y Choya.

La topografía de la laguna es somera e incluye un sistema de canales (Figura 2) relativamente profundos (hasta 30 m de profundidad máxima) rodeada de planicies intermareales (Rodríguez Padilla, 2013).

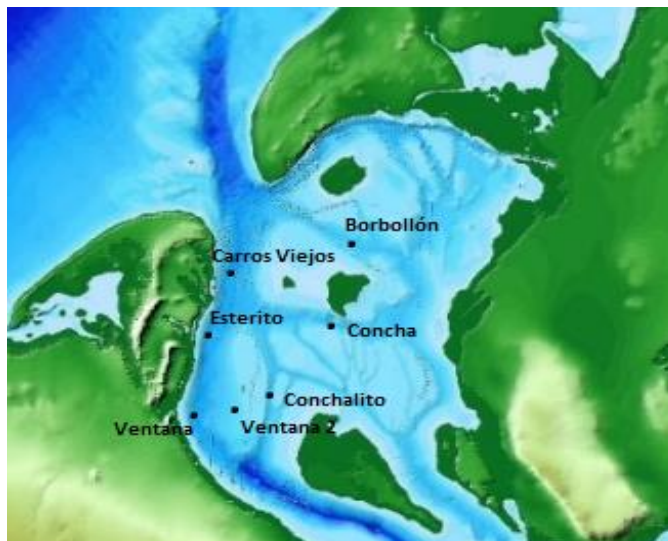


Figura 2. Batimetría y los sitios de monitoreo en la Laguna Ojo de Liebre (Gutiérrez de Velasco, 2000).

La mayoría del sedimento es de fino a muy fino, con lodos y arcillas en las planicies y en el interior de la laguna, y arenas medias en los canales cerca de la boca; también cuenta con zonas de roca y pastos marinos (Gutiérrez de Velasco, 2000).

La marisma se encuentra bien establecida sobre las planicies intermareales actuando como trampa de sedimentos. Su vegetación está compuesta por *Salicornia pacifica* en el nivel superior, mientras que el pasto marino *Spartina foliosa* aparece en zonas más bajas; además cuenta con zonas de pastos marinos (*Zostera marina*, *Phyllospadix scouleri* y *Rupia maritima*) en canales más profundos (León et al., 1991).

El clima de la región se considera de tipo seco-semiárido con temperatura media anual entre los 18 y 22 °C y un régimen de lluvias intermedio y similar en toda la región con valores máximos en invierno (1 a 2 mm día⁻¹) y cercanos a cero el resto del año con un porcentaje de precipitación invernal menor a 36 mm (Salinas-Zavala et al., 1991; Gutiérrez de Velasco et al., 2008).

La marea es la componente más importante en la dinámica de la Laguna Ojo de Liebre (Gutiérrez de Velasco, 2000). Las corrientes predominantes son menores a 1.18 m·s⁻¹ aunque en ciertas partes llegan a

ser muy turbulentas, el intervalo de marea es de 1.20 a 2.70 m (Zamora Salvador, 2016). Las máximas velocidades se alcanzan durante el proceso de subir y bajar de la marea, son más débiles en las crestas y valles de los intervalos de marea, y las corrientes de marea más intensas se presentan en la bocana y en los canales.

La morfología semicerrada de esta laguna costera incrementa la tasa de evaporación registrándose salinidades superiores a la adyacente Bahía de Sebastián Vizcaíno y se le considera como una laguna hipersalina. Se han registrado salinidades de 34 cerca de la boca y 47 en el interior de laguna durante el mes de agosto (Phleger y Ewing, 1962). Sin embargo, la temperatura incrementa sólo unos grados desde la boca hacia el interior de la laguna, la cual presenta desde un promedio mensual mínimo de 17°C en el invierno y alcanza valores superiores a los 25°C en septiembre (Gutiérrez de Velasco, 2000).

2.1.2. Trabajo de campo

2.1.2.1. Selección de sitios

Durante la salida de prospección en junio de 2015 se seleccionaron los sitios potenciales (Tabla 1) para la instalación de arrecifes artificiales según los conocimientos de los pescadores artesanales locales de la Cooperativa S.C.P.P. Luís Gómez Z. de R.L. de C.V.

Tabla 1. Sitios de monitoreo durante el periodo de estudio en la Laguna Ojo de Liebre 2015-2016. Tipo de sustrato aparece sólo en los sitios con buceos.

Muestreo	Localidad	Latitud N	Longitud W	Tipo de sustrato
Buceo y trampa	El Borbollón	27°51'28.14"	114°14'2.40"	Rocoso/Arenoso
Buceo y trampa	El Conchalito	27°47'1.14"	114°16'28.68"	Roca sedimentaria
Buceo y trampa	La Ventana	27°47'18.04"	114°18'11.40"	Roca sedimentaria
Buceo y Trampa	La Concha	27°49'15.70"	114°13'54.40"	Conchal/Arenoso
Buceo	La Ventana 2	27°46'48.18"	114°17'7.62"	Arenoso
Trampa	Carros Viejos	27°50'26.80"	114°16'59.80"	
Trampa	El Esterito	27°48'24.10"	114°17'49.50"	

2.1.2.2. Parámetros fisicoquímicos

Se realizaron cinco visitas estacionales de junio 2015 a mayo 2016. Para cada sitio donde se realizó la captura de peces con trampas se registró por cuadruplicado los valores de temperatura (°C), salinidad y oxígeno disuelto (ml/L) mediante la sonda multiparámetros YSI Pro2030.

Además de la información de temperatura medida *in situ*, se seleccionaron las temperaturas registradas continuamente por la estación fija de CICESE, ubicada en el Chaparrito, zona noroeste de la laguna, en el muelle de la empresa salinera, durante los días que se realizaron los monitoreos y en las horas de mareas muertas.

2.1.2.3. Monitoreo de la ictiofauna

El monitoreo de la ictiofauna se conformó con base en una primera salida piloto a la Laguna Ojo de Liebre durante el mes de junio 2015 y con un importante apoyo del personal de la Cooperativa S.C.P.P. Luís Gómez Z. de R.L. de C.V. Se utilizó un grupo de seis personas, tres botes tipo panga y las trampas para la captura de peces como arte de pesca seleccionada.

Las trampas para la captura de peces presentaron las siguientes dimensiones: 88 cm de ancho, 122 cm de largo y 43 cm de alto, con una entrada de 30 cm de diámetro y 7 cm de luz de malla, construidas por los cooperativistas con piezas de malla de alambón recubierto con una capa de plástico.

Con respecto a la captura de peces con trampa, excepto durante el mes de junio 2015 que se efectuaron tres repeticiones por sitio, en las siguientes cuatro visitas (septiembre y noviembre 2015, y enero y mayo 2016) se realizaron cuatro repeticiones de captura con trampa en cada sitio.

Los sitios seleccionados para el uso de trampas fueron aquéllos en donde se realizaron los censos por buceo y se incorporaron dos sitios adicionales. Con el apoyo de los cooperativistas, las trampas se prepararon con boyas, cabos y se les colocó sardina como carnada, y se lanzaron por un tiempo promedio de 45 minutos para su recuperación.

Debido a que el buceo autónomo es limitado en tiempo por la corriente de marea, se seleccionaron cuatro sitios de acuerdo a la experiencia de los cooperativistas para el censo e identificación de las

especies de peces: El Borbollón, El Conchalito, La Ventana y La Ventana 2. En cada visita estacional, en estos sitios se efectuaron tres transectos de banda de 30 m de largo, 2 m de ancho y 2 m de alto y con una distancia de separación de 5 m entre cada transecto, dispuestos paralelamente entre ellos (Freiwald et al., 2013). Tales distancias se conformaron por el tiempo permitido para el buceo durante la calma de marea muerta y para evitar el inicio de la corriente de marea. Cada transecto se realizó en un tiempo máximo de 7 minutos, y los tres buzos realizaron el recorrido con diferentes funciones cada uno.

El primer buzo se encargó de registrar en un anotador subacuático las especies de peces, tallas y sus abundancias que se encontraban dentro del volumen del transecto. El segundo buzo registró el tipo de sustrato cada 5 m tomando fotografías del fondo a una distancia fija del transecto, lo que resulta en un total de 5 fotografías por transecto. El tercer buzo fue de seguridad y encargado de repasar el transecto y tomar fotografías de peces no conocidos para su identificación.

Todas las especies capturadas fueron identificadas mediante las claves para el Pacífico de Baja California, México y California, E. U. A. (Miller y Lea, 1972). Para la presencia de especies de peces tropicales se utilizó el trabajo de Humann y Deloach (2004). De cada pez se obtuvo su longitud total (LT) en mm y estándar (LE) en mm. El peso se registró utilizando una báscula digital de 6 kg con una precisión de hasta 1 gramo, y en el caso de pesos mayores se utilizó una balanza de resorte de hasta 10 kg.

2.1.3. Análisis de datos

2.1.3.1. Abundancia de peces

Se determinó el número total de individuos de peces, tanto los observados por buceo como los capturados con las trampas. Se calcularon las abundancias relativas y acumulativas y las biomásas por especie, así como sus frecuencias de ocurrencia.

La biomasa para las especies de peces identificados mediante buceo se obtuvo asignando aleatoriamente biomásas de acuerdo a sus tallas, con base en recolectas directas con redes de arrastre en años anteriores tanto en la Laguna Ojo de Liebre como en la Laguna Guerrero Negro.

Se determinó la distribución de la captura promedio general (peces por lance de trampa) respecto al tiempo, y de forma separada para aquéllas capturadas con trampas y las que fueron identificadas por censo por buceo (peces por transecto). La distribución de la biomasa promedio se determinó de forma similar.

2.1.3.2. Índice de importancia de la comunidad (ICI) y de importancia relativa (IRI)

Para determinar el orden de importancia de las especies, se utilizó el Índice de Importancia de la Comunidad (ICI; Stephens y Zerba, 1981; Love et al., 1986; Rosales-Casián, 2004). Las especies se ordenaron en una columna de acuerdo a su abundancia relativa (% *Rel*) y se les adjudicó un puntaje en una segunda columna empezando por el puntaje 1.0 para la especie más abundante y así sucesivamente. En una tercera columna se reportó el porcentaje de frecuencia de ocurrencia (% *FO*) con su respectiva cuarta columna de puntajes siguiendo el mismo procedimiento que para la abundancia relativa; la suma de los dos puntajes representa el valor del ICI y la importancia para cada especie.

Para determinar la “salud ecológica” de los sitios, se estimó la contribución de las especies de peces en función de su abundancia relativa (% *N*), biomasa relativa (% *W*) y % *FO*, mediante el Índice de Importancia Relativa (IRI) o *Health Index* (Nishida et al., 2016) calculado mediante la fórmula:

$$IRI = (\%N_i + \%W_i) \times \%FO, \quad (1)$$

2.1.3.3. Índices de diversidad

Para el análisis de la diversidad se registró la riqueza específica (*S*), la cual toma en cuenta el número de especies presentes sin tener en cuenta su importancia en la comunidad, calculada para ambos métodos de muestreo, total y estacional.

Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (*H'*), (Martella et al., 2012) que representa la relación entre la abundancia relativa de los individuos y la riqueza específica mediante la fórmula:

$$H' = - \sum (P_i * \text{Log}_{10} P_i), \quad (2)$$

donde:

$P_i = n_i/N$ (abundancia relativa),

N = Total de todas las especies,

n_i = Abundancia para la especie i ,

$\text{Log}_{10} P_i$ = Logaritmo base 10 de P_i .

Se utilizó el índice de equitatividad de Pielou (J') para estimar la regularidad o uniformidad con que los individuos están distribuidos dentro de las especies, y no tanto cuantas especies hay. Éste toma valores entre 0 y 1, donde 1 indica que todas las especies son igualmente abundantes y 0 señala ausencia de uniformidad (Martella et al., 2012), mediante la fórmula:

$$J' = H' / \log_{10}(S), \quad (3)$$

donde:

H' = índice de diversidad de Shannon,

S = número de especies (o riqueza).

2.1.3.4. Estructura de tallas

Se analizaron las longitudes totales (LT) de las especies más importantes para describir la población a través de valores promedio mensuales y tallas máximas y mínimas. Las longitudes se agruparon por clases de 2 cm de longitud y sus frecuencias se presentaron para todos los individuos y por estaciones del año: invierno (enero-marzo), primavera (abril-junio), verano (julio-septiembre), otoño (octubre-diciembre) para determinar las modas, las épocas de reclutamiento, las primeras tallas de captura y las tallas en las que dejan de capturarse los organismos.

Se calculó el porcentaje de individuos de un año o inferior por sus tallas correspondientes según los estudios de Allen (2012) para la especie *P. nebulifer*, (15 cm) y según Martínez (1995) para *C. brachysomus* (16 cm).

Las tallas se transformaron a logaritmos base 10 para determinar las diferencias mensuales, estacionales e interanuales de longitud por medio de una prueba paramétrica (ANOVA) o no paramétrica (Kruskal Wallis).

2.1.3.5. Análisis estadísticos

Las capturas de peces con trampa y aquéllas censadas por buceo así como sus biomásas, fueron verificadas en su distribución de normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilks, y la homogeneidad de las varianzas con la prueba de Bartlett. Al no comprobarse su normalidad se optó por transformar los datos a $\log_{10}(X+1)$, (X = abundancia o biomasa) para volver a realizar su verificación. No se aceptó la normalidad, por tanto se utilizó el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis para determinar diferencias de las abundancias promedio respecto al tiempo.

En los casos que se encontraron diferencias se realizó una prueba de Tukey o el análisis *a posteriori* de Kruskal-Wallis de comparaciones múltiple (CM), según el caso.

La correlación de Spearman (Siegel, 1986) se utilizó para medir el grado de asociación entre la variación de la abundancia y la biomasa de los peces, con respecto a la temperatura (°C), el oxígeno (ml/L) y la salinidad.

Capítulo 3

3.1. Resultados

3.1.1. Parámetros fisicoquímicos

En la estación fija ubicada en El Chaparrito (noroeste de la laguna), la temperatura promedio para el período de estudio fue 22.8 ± 4.2 °C; presentó una variación mensual con promedios altos durante 2015 con su máximo (28.7 ± 0.3 °C) en septiembre 2015, para posteriormente disminuir a su mínimo de 16.4 ± 0.8 °C en marzo 2016 aunque el valor mínimo se registró en enero (10.6 °C) (Figura 3 a).

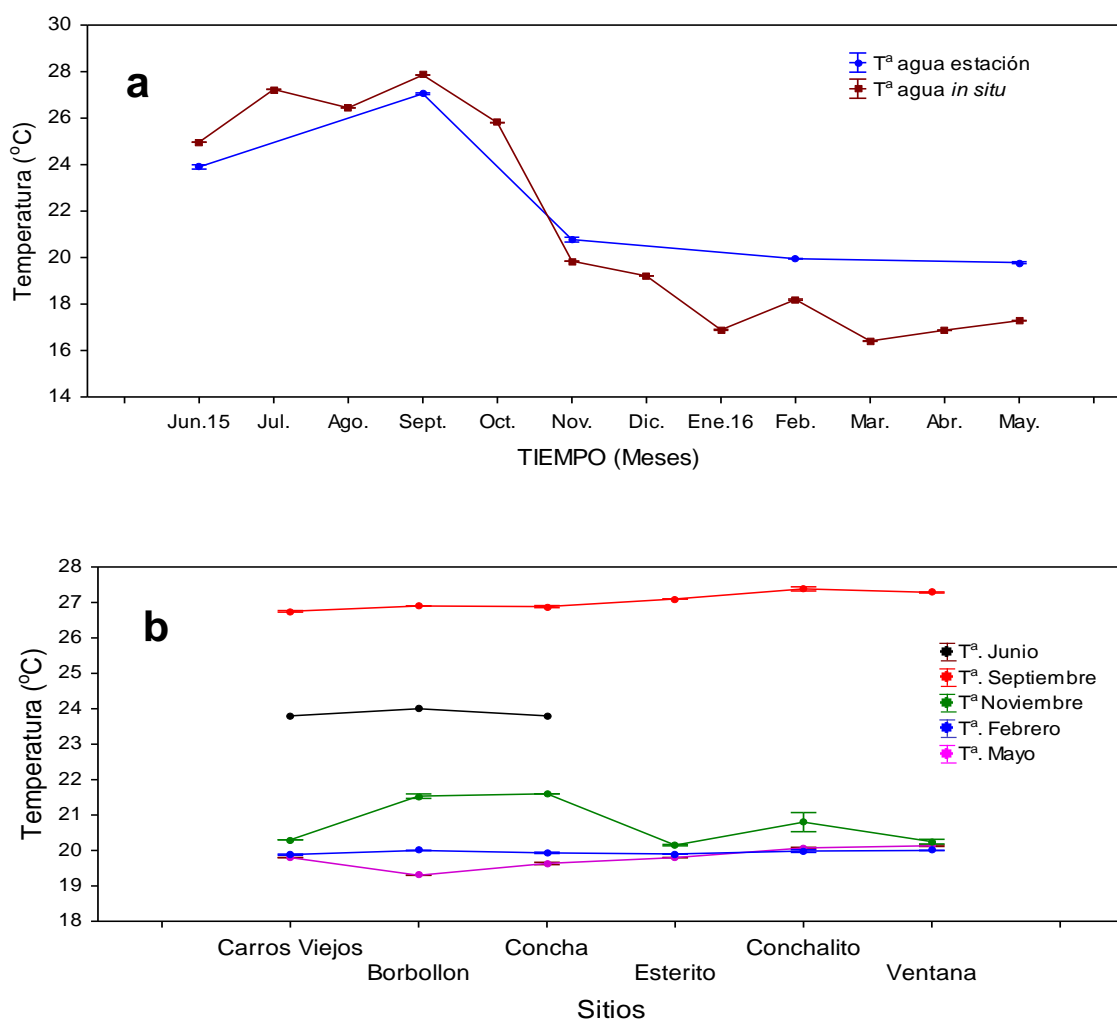


Figura 3. Temperatura promedio mensual y estacional en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. de junio 2015 a mayo 2016 (a) y temperatura *in situ* en cada sitio y mes de monitoreo (b). Las barras de error indican la desviación estándar.

La temperatura registrada durante las visitas a la laguna presentó un promedio anual de 21.8 ± 2.9 °C; el promedio más alto (27 ± 0.2 °C) se presentó en septiembre 2015 y el mínimo (19.3 ± 0.3 °C) en mayo 2016 (Figura 3 a). La diferencia entre sitios no fue mayor a 1.5°C. En noviembre la temperatura más baja se registró en los sitios ubicados en el canal principal (Figura 3 b).

Los promedios mensuales no presentaron normalidad (test de Shapiro-Wilk) ni homocedasticidad (prueba de Bartlett). El análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas ($p = 0.000$), por lo que se realizó una prueba *a posteriori* de comparaciones múltiple que mostró diferencias significativas entre algunos meses (Tabla 2).

Tabla 2. Comparación de la temperatura (°C) *in situ* entre meses mediante la prueba *a posteriori* de comparaciones múltiple.

Meses valor $p < 0.05$
junio-febrero
junio-mayo
septiembre-noviembre
septiembre-febrero
septiembre-mayo
noviembre-febrero
noviembre-mayo

La concentración promedio total de oxígeno disuelto fue de 7.27 ± 0.27 ml/L. En junio se registró el promedio más alto con 18.5 ± 0.03 ml/L y el más bajo en septiembre con 4.4 ± 0.09 ml/L; de noviembre a mayo se observó un descenso en la concentración (Figura 4 a). La mayor variación entre sitios fue en el Borbollón en noviembre con una concentración mayor de oxígeno disuelto respecto a los demás sitios. En noviembre y febrero, Carros Viejos y el Borbollón (uno de los sitios más próximos a la boca de la laguna) presentaron mayor concentración respecto a los demás sitios (Figura 4 b).

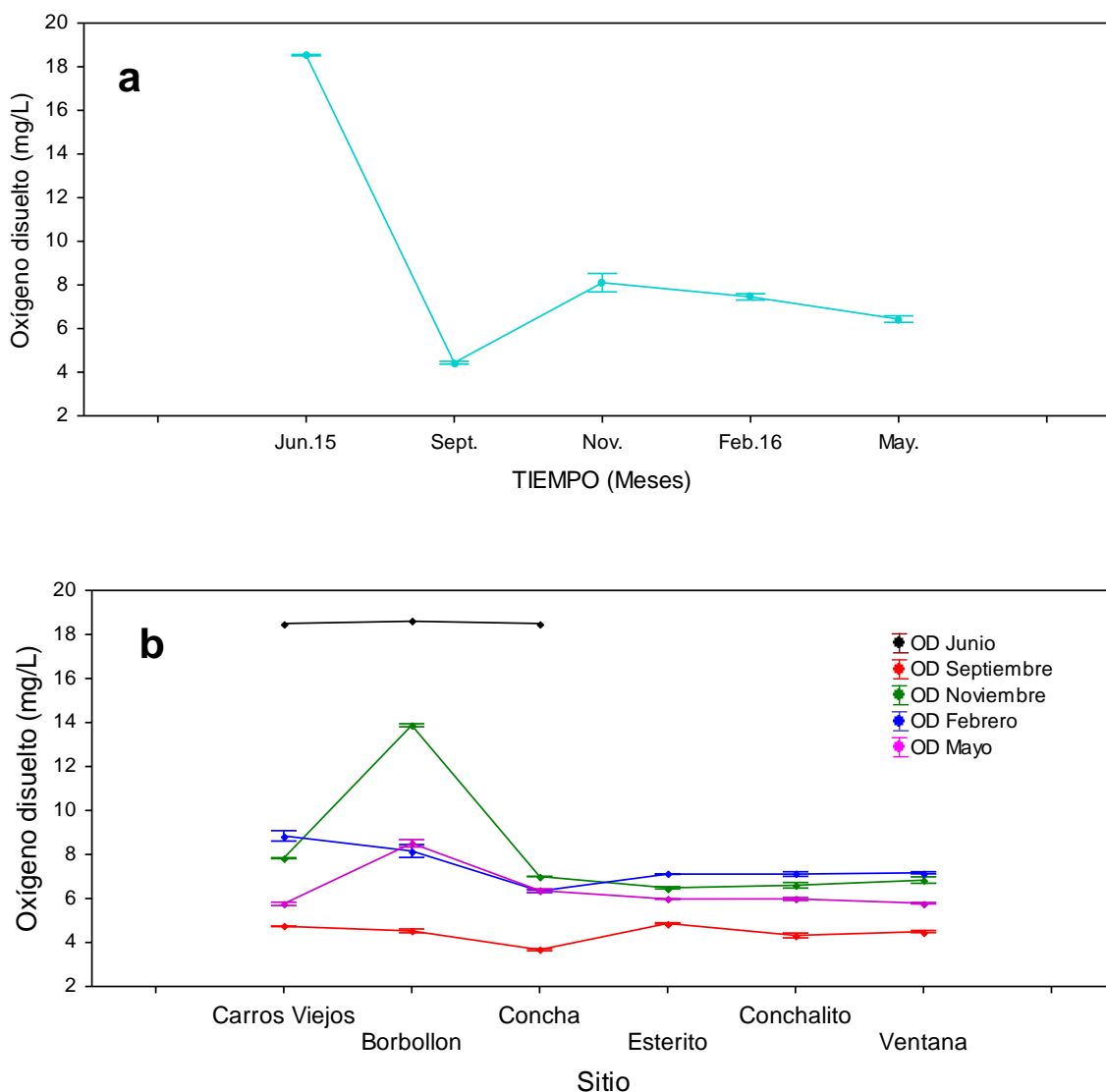


Figura 4. Concentración de oxígeno disuelto (ml/L) promedio durante los meses de monitoreo (a) e *in situ* en cada sitio y mes de monitoreo (b). Las barras de error indican la desviación estándar.

Los promedios mensuales no presentaron normalidad (test de Shapiro-Wilk) ni homocedasticidad (prueba de Bartlett). El análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas ($p = 0.000$), por lo que se realizó una prueba *a posteriori* de comparaciones múltiple que mostró diferencias significativas entre todas las comparaciones excepto entre los meses de noviembre y febrero (tabla 3).

Tabla 3. Comparación del oxígeno disuelto (ml/l) registrado *in situ* entre meses mediante la prueba *a posteriori* de comparaciones múltiple.

Meses valor $p < 0.05$
junio - sept./nov./feb./may.
septiembre-nov./ feb./may.
febrero-mayo

La salinidad promedio (Figura 5) para el presente estudio fue de 25.8 ± 0.53 , registrándose el valor más alto para septiembre (30.8 ± 0.45) y el menor en febrero (20.8 ± 0.95).

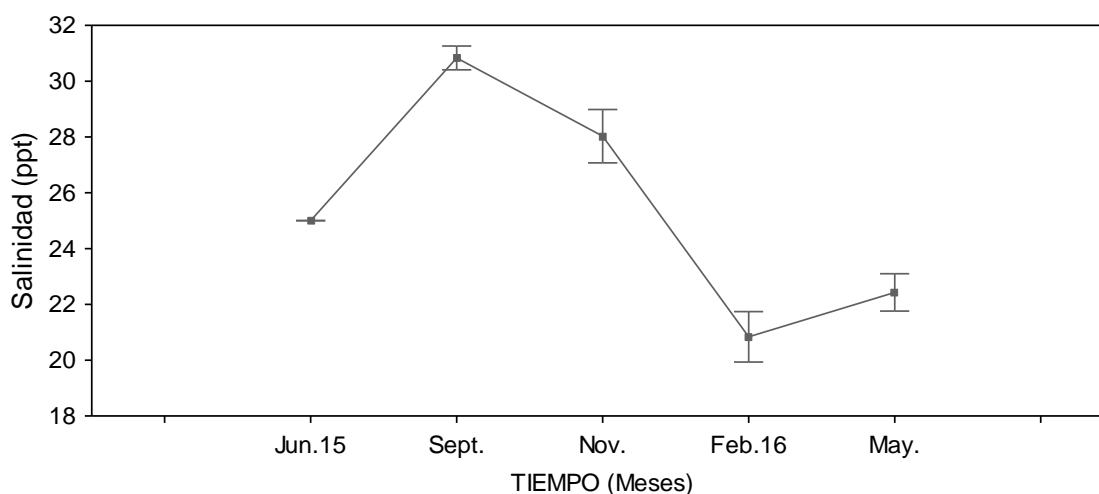


Figura 5. Distribución de la salinidad promedio *in situ* para cada mes de monitoreo. Las barras de error indican el error estándar.

La salinidad promedio mensual no presentó normalidad (test de Shapiro-Wilk) ni homocedasticidad (prueba de Bartlett). Al realizar el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis se encontraron diferencias significativas ($p = 0.000$), por lo que se realizó una prueba *a posteriori* de comparaciones múltiple (Tabla 4).

Tabla 4. Comparación la salinidad registrada *in situ* entre meses mediante la prueba *a posteriori* de comparaciones múltiple.

Meses valor $p < 0.05$
junio - septiembre
septiembre - feb./mayo
noviembre - feb./mayo

3.1.2. Estructura de la ictiofauna

3.1.2.1. Esfuerzo de monitoreo

En el periodo de junio 2015 a mayo 2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., se realizaron un total de 105 lances con trampas, con un tiempo total de captura de 78 horas y 48 minutos y con un tiempo promedio de captura por trampa de 45 minutos. Respecto a los censos por buceo, se realizaron un total de 54 transectos con un esfuerzo de tiempo de 4 horas y 49 minutos y con un tiempo promedio de buceo de cinco minutos por transecto. Tanto los lances con trampas como los transectos por buceo fueron realizados en embarcaciones de forma separada para no interferir con las actividades de cada método.

Los peces capturados con trampas presentaron un intervalo de talla entre 17 a 98 cm, y los peces censados por buceo entre 4 y 76 cm.

3.1.2.2. Listado taxonómico

El listado taxonómico de la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. durante el presente periodo de estudio (Tabla 5) incluyó 27 especies de peces pertenecientes a 19 familias, de las cuales 23 especies fueron identificadas mediante buceo, 13 capturadas por las trampas y nueve especies fueron comunes entre ambos métodos; un número de 21 especies fueron peces teleósteos y seis fueron elasmobranquios (Tabla 5).

En total, por ambos métodos se registraron 2,071 individuos; las familias que contribuyeron con el mayor número de individuos fueron Serranidae con 984 individuos (cuatro especies), Sparidae con 809 individuos (una especie) y la familia Labridae con 68 individuos (dos especies).

Tabla 5. Lista sistemática de la ictiofauna de Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. de las capturas con trampas (T.) y de censos visuales (B.). La distribución (Dis.) por especie se señala con el código siguiente: S = sureña, N = norteña y W = distribución amplia en el océano Pacífico oriental, NS: norteña con afinidad sureña, y SN: sureña con afinidad norteña. Se indica el número de especímenes por especie entre paréntesis, y el intervalo de tallas (LT, cm) entre corchetes).

Clase/Orden	Familia	Especie	Dis.	B.	T.	
Chondrichthyes						
Heterodontiformes	Heterodontidae	<i>Heterodontus francisci</i> (Girard, 1854) (6) [30-80]	N	X	X	
Rajiformes	Rhinobatidae	<i>Rhinobatos leucorhynchus</i> Günther, 1866 (2) [70-76]	S	X		
		<i>Zapteryx exasperata</i> (Jordan y Gilbert, 1880) (2) [100]	SN	X		
	Dasyatidae	<i>Dasyatis dipterura</i> (Garman, 1880) (2) [130]	W	X		
	Urolophidae	<i>Urobatis halleri</i> Cooper, 1863 (10) [20-30]	N	X	X	
		<i>Urolobatis maculatus</i> (Garman, 1913) (2) [40]	S	X		
Osteichthyes						
Anguilliformes	Muraenidae	<i>Gymnothorax mordax</i> (Ayres, 1859) (1) [98]	N		X	
Cyprinodontiformes	Cyprinodontidae	<i>Fundulus parvipinnis</i> Girard, 1854 (29) [4-6]	N	X		
Syngnathiformes	Syngnathidae	<i>Hippocampus ingens</i> (Girard, 1859) (3) [15-20]	W	X		
Perciformes	Serranidae	<i>Mycteroperca xenarcha</i> Jordan, 1888 (2) [60]	S	X		
		<i>Paralabrax clathratus</i> (Girard, 1854) (93) [10-70]	N	X	X	
		<i>Paralabrax maculatofasciatus</i> (Steindachner, 1868) (240) [4-42]	N	X	X	
		<i>Paralabrax nebulifer</i> (Girard, 1854) (696) [4-53]	N	X	X	
	Apogonidae	<i>Apogon</i> sp. (10) [5-7]	S	X		
	Carangidae	<i>Caranx</i> sp. (1) [70]	S	X		
	Haemulidae	<i>Anisotremus davidsonii</i> (Steindachner, 1875) (39) [20-33]	N	X	X	
	Sparidae	<i>Calamus brachysomus</i> (Lockington, 1880) (809) [9-47]	W	X	X	
	Sciaenidae	<i>Atractoscion nobilis</i> (Ayres, 1860)(1) [74]	NS		X	
	Pomacentridae	<i>Hypsypops rubicundus</i> (Girard, 1854) (2) [25]	N	X		
	Labridae		<i>Semicossyphus pulcher</i> (Ayres, 1854) (11) [33-48]	N		X
			<i>Halichoeres semicinctus</i> (Ayres, 1859) (76) [5-26]	N	X	
		Blennidae	<i>Hypsoblennius gentilis</i> (Girard, 1854) (1) [7]	N	X	
	Pleuronectiformes	Paralichthyidae	<i>Paralichthys californicus</i> (Ayres, 1862) (1) [11]	N	X	
		Pleuronectidae	<i>Hypsopsetta guttulata</i> (Girard, 1856) (1) [10]	N	X	
	Tetraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Balistes polylepis</i> (Steindachner, 1876) (2) [24-31]	W		X
<i>Sphoeroides annulatus</i> (Jenkins, 1843) (26) [5-38]			S	X	X	
<i>Sphoeroides lobatus</i> (Steindachner, 1870)(3) [6-34]			S	X	X	

3.1.2.3. Estructura general de la comunidad íctica

Del total de 2,071 individuos con una biomasa total de 721.5 kg, las trampas recolectaron 893 peces y el 51.3 % de biomasa (370 kg). Las especies más abundantes y con mayor biomasa fueron la cabrilla verdillo, *Paralabrax nebulifer* (44 %), la mojarra plateada, *Calamus brachysomus* (23.5 %), la cabrilla pinta, *Paralabrax maculatofasciatus* (19.3 %), y la cabrilla sargacera, *Paralabrax clathratus* (6.5 %), las cuales contribuyeron con el 93.3 % de la abundancia total de las trampas. En los censos visuales por buceo se contabilizó un total de 1,178 peces y contribuyeron con una biomasa de 357.5 kg (48.7 %). Las especies más abundantes fueron *C. brachysomus* (50.8 %), *P. nebulifer* (25.6 %), la señorita, *Halichoeres semicinctus* (6.5 %), *P. maculatofasciatus* (5.9 %) y *P. clathratus* (3 %), todos contribuyeron con el 91.8 % de la abundancia acumulada. Las especies *C. brachysomus*, *P. nebulifer*, *P. clathratus*, *Zapteryx*

exasperata, *Mycteroperca xenarcha*, *Dasyatis dipterura* y *Rhinobatos leucorhynchus* (Tabla 6 y 7) aportaron la mayor parte de la biomasa. Las últimas cuatro especies no fueron numerosas pero aportaron una alta biomasa.

Tabla 6. Composición de las capturas (Trampa) y censos (Buceo) por abundancia numérica, acumulativa y total durante el período de monitoreo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S.

Especies	Trampa		Buceo		Trampa + Buceo		
	%Rel.	%Acum.	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.
1 <i>Paralabrax nebulifer</i>	44.1	44.1	25.6	25.6	696	33.6	33.6
2 <i>Calamus brachysomus</i>	23.6	67.7	50.8	76.4	809	39.1	72.7
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	19.0	86.8	5.9	82.3	240	11.6	84.3
4 <i>Halichoeres semicinctus</i>	0.0	86.8	6.5	88.8	76	3.7	87.9
5 <i>Semicossyphus pulcher</i>	1.2	88.0	0.0	88.8	11	0.5	88.5
6 <i>Paralabrax clathratus</i>	6.5	94.5	3.0	91.7	93	4.5	92.9
7 <i>Sphoeroides annulatus</i>	0.7	95.2	1.7	93.4	26	1.3	94.2
8 <i>Urobatis halleri</i>	0.1	95.3	0.8	94.2	10	0.5	94.7
9 <i>Heterodontus francisci</i>	0.2	95.5	0.3	94.5	6	0.3	95.0
10 <i>Hippocampus ingens</i>	0.0	95.5	0.3	94.8	3	0.1	95.1
11 <i>Fundulus parvipinnis</i>	0.0	95.5	2.5	97.2	29	1.4	96.5
12 <i>Apogon sp.</i>	0.0	95.5	0.8	98.1	10	0.5	97.0
13 <i>Rhinobatos leucorhynchus</i>	0.0	95.5	0.2	98.3	2	0.1	97.1
14 <i>Mycteroperca xenarcha</i>	0.0	95.5	0.2	98.4	2	0.1	97.2
15 <i>Sphoeroides lobatus</i>	0.1	95.6	0.2	98.6	3	0.1	97.3
16 <i>Urobatis maculatus</i>	0.0	95.6	0.2	98.8	2	0.1	97.4
17 <i>Zapterix exasperata</i>	0.0	95.6	0.2	98.9	2	0.1	97.5
18 <i>Dasyatis dipterura</i>	0.0	95.6	0.2	99.1	2	0.1	97.6
19 <i>Anisotremis davidsonii</i>	3.9	99.5	0.3	99.5	39	1.9	99.5
20 <i>Paralichthys californicus</i>	0.0	99.5	0.1	99.5	1	0.0	99.6
21 <i>Hypsopsetta guttulata</i>	0.0	99.5	0.1	99.6	1	0.0	99.6
22 <i>Hypsoblennius gentilis</i>	0.0	99.5	0.1	99.7	1	0.0	99.7
23 <i>Atractoscion nobilis</i>	0.1	99.6	0.0	99.7	1	0.0	99.7
24 <i>Gymnothorax mordax</i>	0.1	99.8	0.0	99.7	1	0.0	99.8
25 <i>Hypsypops rubicundus</i>	0.0	99.8	0.2	99.9	2	0.1	99.8
26 <i>Balistes polylepis</i>	0.2	100.0	0.0	99.9	2	0.1	99.9
27 <i>Caranx sp.</i>	0.0	100.0	0.1	100.0	1	0.0	100.0
Suma					2071		

Tabla 7. Biomasa total (Bio. (g)), porcentaje relativo (% Rel.) y acumulativo (% Acum.) de las especies capturadas con trampas y censadas por buceo. En negritas: porcentaje relativo mayor y especies que suman el 90%.

Especie	Trampas			Buceos			Trampas+Buceos		
	Bio. (g)	% Rel.	%Acum.	Bio. (g)	% Rel.	%Acum.	Bio. (g)	% Rel.	%Acum.
1 <i>C. brachysomus</i>	70723	19.1	19.1	218550	62.2	62.2	289273	40.1	40.1
2 <i>P. nebulifer</i>	169261	45.7	64.9	39751	11.3	73.5	209012	29.0	69.1
3 <i>Z. exasperata</i>		0.0	64.9	16500	4.7	78.2	16500	2.3	71.3
4 <i>P. clathratus</i>	24126	6.5	71.4	14974.6	4.3	82.5	39100.6	5.4	76.8
5 <i>M. xenarcha</i>		0.0	71.4	14000	4.0	86.4	14000	1.9	78.7
6 <i>D. dipterura</i>		0.0	71.4	8000	2.3	88.7	8000	1.1	79.8
7 <i>S. pulcher</i>	13639	3.7	75.1				13639	1.9	81.7
8 <i>A. nobilis</i>	3500	0.9	76.0				3500	0.5	82.2
9 <i>G. mordax</i>	4300	1.2	77.2				4300	0.6	82.8
10 <i>R. leucorhynchus</i>		0.0	77.2	7500	2.1	90.8	7500	1.0	83.8
11 <i>Caranx</i> sp.		0.0	77.2	6000	1.7	92.6	6000	0.8	84.7
12 <i>S. annulatus</i>	3434	0.9	78.1	5859	1.7	94.2	9293	1.3	85.9
13 <i>P. maculatofasciatus</i>	64796	17.5	95.6	5225.9	1.5	95.7	70021.9	9.7	95.7
14 <i>H. francisci</i>	2303	0.6	96.2	5205	1.5	97.2	7508	1.0	96.7
15 <i>U. halleri</i>	421	0.1	96.3	4275	1.2	98.4	4696	0.7	97.3
16 <i>H. semicinctus</i>		0.0	96.3	2518	0.7	99.1	2518	0.3	97.7
17 <i>U. maculatus</i>		0.0	96.3	800	0.2	99.3	800	0.1	97.8
18 <i>H. rubicundus</i>		0.0	96.3	798	0.2	99.6	798	0.1	97.9
19 <i>S. lobatus</i>	865	0.2	96.6	704.3	0.2	99.8	1569.3	0.2	98.1
20 <i>A. davidsonii</i>	11883	3.2	99.8	542	0.2	99.9	12425	1.7	99.9
21 <i>F. parvipinnis</i>		0.0	99.8	88.5	0.0	100.0	88.5	0.0	99.9
22 <i>H. ingens</i>		0.0	99.8	80	0.0	100.0	80	0.0	99.9
23 <i>Apogon</i> sp.		0.0	99.8	42	0.0	100.0	42	0.0	99.9
24 <i>P. californicus</i>		0.0	99.8	20	0.0	100.0	20	0.0	99.9
25 <i>H. guttulata</i>		0.0	99.8	9	0.0	100.0	9	0.0	99.9
26 <i>B. polylepis</i>	791	0.2	100.0				791	0.1	100.0
27 <i>H. gentilis</i>		0.0	100.0	8.4	0.0	100.0	8.4	0.0	100.0
Total	370042			351450.7			721492.7		

3.1.3. Abundancia y biomasa

3.1.3.1. Abundancia y biomasa total y promedio de las capturas por mes

La mayor abundancia de individuos tuvo lugar en mayo con 357 individuos así como la mayor biomasa (134.8 kg), y la menor en septiembre con 71 individuos recolectados y 33 kg.

En todos los meses la mayor abundancia y biomasa relativa fue aportada por la cabrilla verdillo, excepto en mayo cuando la mojarra plateada contribuyó con un 44.8 % en abundancia y 38.3% de biomasa (Tabla 8 y 9).

Tabla 8. Abundancia total, relativa y acumulativa de las especies capturadas con trampa para cada mes de monitoreo. En negrita las especies que forman el 90 % de la abundancia.

Especies	Junio '15			Septiembre			Noviembre			Febrero '16			Mayo		
	Total	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.
1 <i>P. nebulifer</i>	31	40.3	40.3	42	60.9	60.9	68	60.7	60.7	169	60.8	60.8	84	23.5	23.5
2 <i>P. maculatofasciatus</i>	11	14.3	54.5	14	20.3	81.2	26	23.2	83.9	70	25.2	86.0	49	13.7	37.3
3 <i>C. brachysomus</i>	3	3.9	58.4	10	14.5	95.7	8	7.1	91.1	30	10.8	96.8	160	44.8	82.1
4 <i>P. clathratus</i>	27	35.1	93.5	3	4.3	100.0	8	7.1	98.2	7	2.5	99.3	13	3.6	85.7
5 <i>A. davidsonii</i>	3	3.9	97.4	0	0.0	100.0	0	0.0	98.2	0	0.0	99.3	32	9.0	94.7
6 <i>S. pulcher</i>	2	2.6	100.0	0	0.0	100.0	0	0.0	98.2	0	0.0	99.3	9	2.5	97.2
7 <i>S. annulatus</i>	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	0	0.0	98.2	1	0.4	99.6	5	1.4	98.6
8 <i>H. francisci</i>	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	0	0.0	98.2	0	0.0	99.6	2	0.6	99.2
9 <i>B. polylepis</i>	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	0	0.0	98.2	0	0.0	99.6	2	0.6	99.7
10 <i>G. mordax</i>	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	1	0.9	99.1	0	0.0	99.6	0	0.0	99.7
11 <i>A. nobilis</i>	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	1	0.9	100.0	0	0.0	99.6	0	0.0	99.7
12 <i>U. halleri</i>	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	1	0.4	100.0	0	0.0	99.7
13 <i>S. lobatus</i>	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	1	0.3	100.0
Total	77			69			112			278			357		

En general, el 90 % de la abundancia total la conformaron entre tres y cuatro especies, en todos los meses estuvieron presentes dentro de ese 90 % la cabrilla verdillo, la cabrilla pinta y la mojarra plateada (Tabla 8).

Tabla 9. Biomasa total (g) y relativa (% Rel.) de las especies capturadas con trampa para cada mes de monitoreo. En negrita la especie con mayor aporte de biomasa relativa por mes.

Especie	Junio '15		Septiembre		Noviembre		Febrero '16		Mayo	
	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.
1 <i>P. nebulifer</i>	16131	40.0	22943	69.5	28235	54.5	70944	64.4	31008	23.0
2 <i>C. brachyosomus</i>	1581	3.9	3589	10.9	3007	5.8	10954	9.9	51592	38.3
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	3976	9.9	5464	16.6	10229	19.8	24849	22.6	20278	15.0
4 <i>P. clathratus</i>	14112	35.0	1002	3.0	2510	4.8	2143	1.9	4359	3.2
5 <i>S. pulcher</i>	3070	7.6	0	0.0	0	0.0	0	0.0	10569	7.8
6 <i>A. davidsonii</i>	1426	3.5	0	0.0	0	0.0	0	0.0	10457	7.8
7 <i>G. mordax</i>	0	0.0	0	0.0	4300	8.3	0	0.0	0	0.0
8 <i>A. nobilis</i>	0	0.0	0	0.0	3500	6.8	0	0.0	0	0.0
9 <i>S. annulatus</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	810	0.7	2624	1.9
10 <i>H. francisci</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2303	1.7
11 <i>S. lobatus</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	865	0.6
12 <i>B. polylepis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	791	0.6
13 <i>U. halleri</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.4	0	0.0
Total	40296		32998		51781		110121		134846	

El promedio general de peces por trampa para todo el periodo de monitoreo (Figura 6) fue de 9 ± 0.8 organismos, mientras que estacionalmente fue mayor en el mes de mayo (16 ± 1.5 individuos) y menor en septiembre con 3 ± 0.6 peces por trampa. La biomasa también presentó el máximo en mayo (5.6 ± 0.53 kg) y el mínimo en septiembre (1.4 ± 0.30 kg) con un promedio total de 3.5 ± 0.31 kg.

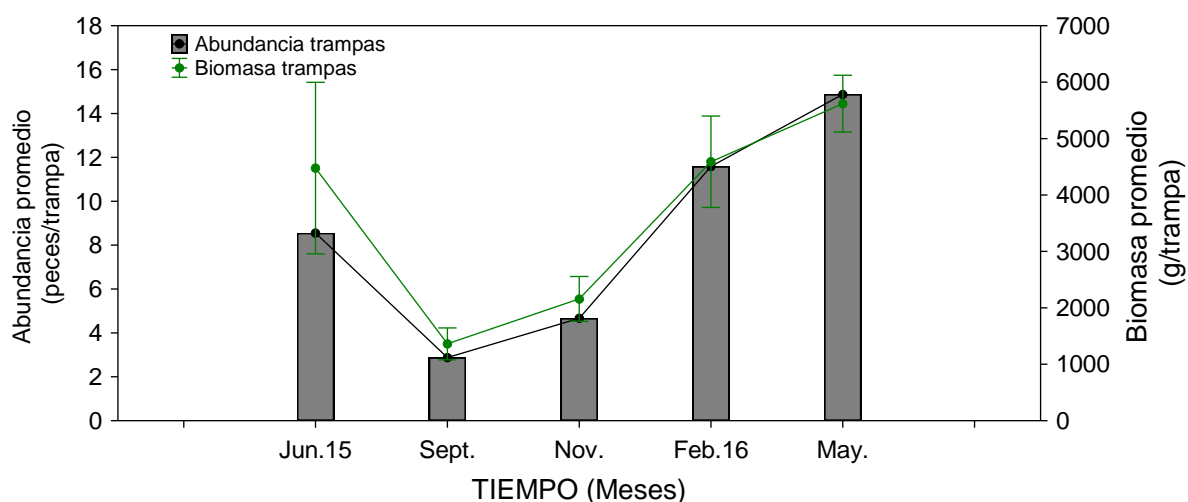


Figura 6. Abundancia (peces/trampa, izquierda) y biomasa (g/trampa, derecha) promedio de capturas con trampas para cada mes de monitoreo en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras de error indican el error estándar.

Se encontró diferencias significativas entre los promedios mensuales de las capturas por trampas (Kruskal-Wallis, $p = 0.000$). La prueba *a posteriori* de comparación múltiple indicó diferencias significativas entre los meses de septiembre con febrero y mayo y entre los meses noviembre y mayo (valor $p < 0.05$).

Los valores de biomasa no presentaron normalidad (Shapiro-Wilks, $p = 0.000$) ni homocedasticidad (Bartlett, $p = 0.000$), por tanto se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y detectó diferencias significativas en los promedios de biomasa entre meses (K-W, $p = 0.000$). Posteriormente y mediante la prueba U de Mann-Whitney, las diferencias significativas de biomasa promedio se encontraron entre las biomásas recolectadas en septiembre 2015 con febrero y con mayo 2016 (U-MW, $p = 0.000$), así como aquélla registrada en noviembre 2015 respecto a febrero y mayo 2016 (U-MW, $p < 0.030$).

3.1.3.2. Abundancia y biomasa total y relativa mensual por sitios (capturas)

Los sitios con mayor abundancia total para todo el periodo fueron Carros Viejos y El Esterito mientras que la Ventana presentó la abundancia menor (Figura 7 a).

Las mayores abundancias se dieron en la Concha ($n = 95$) en febrero y en el Conchalito ($n = 90$) en mayo, mientras que estos dos sitios presentaron las menores abundancias en junio (Concha, $n = 3$) y septiembre (Conchalito, $n = 0$) (Figuras 7, 8 y 9).

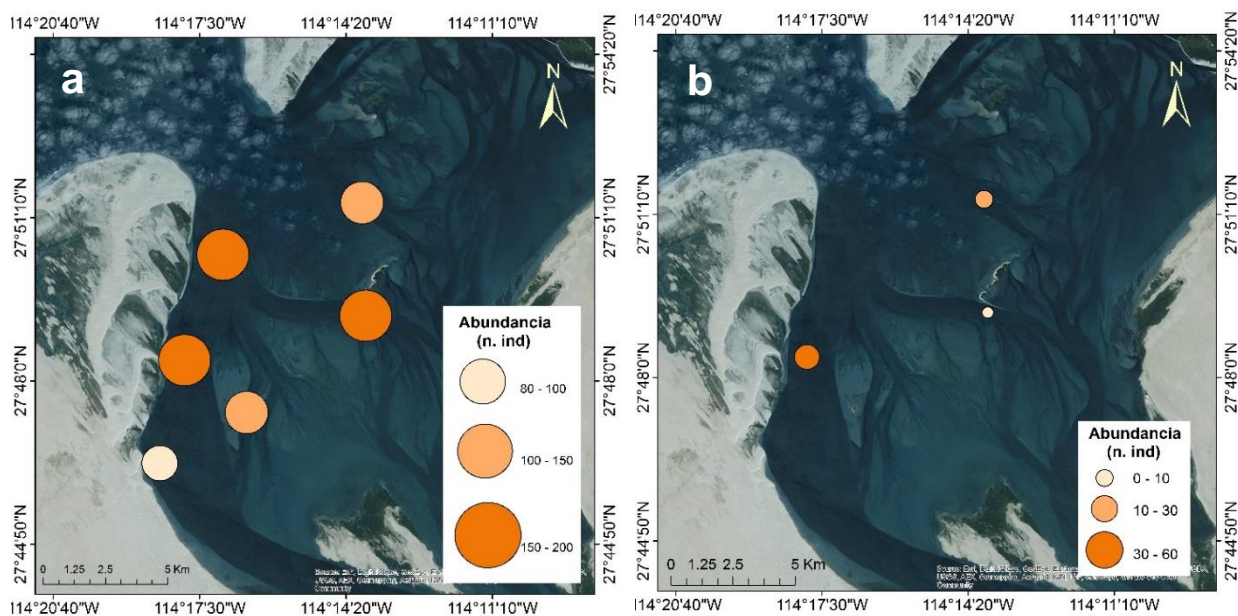


Figura 7. Abundancia en número de peces totales capturados por localidad durante todo el periodo de monitoreo (a) y durante la salida de prospección en junio de 2015 (b).

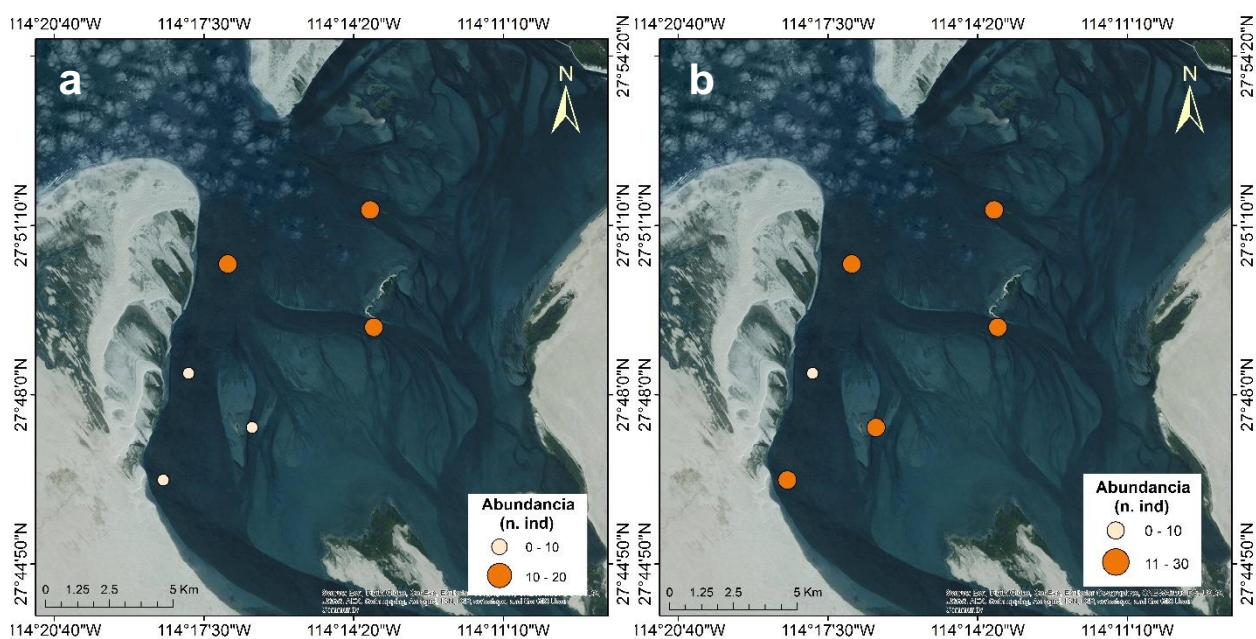


Figura 8. Abundancia total en número de peces capturados en cada sitio de monitoreo para septiembre (a) y noviembre (b) de 2015

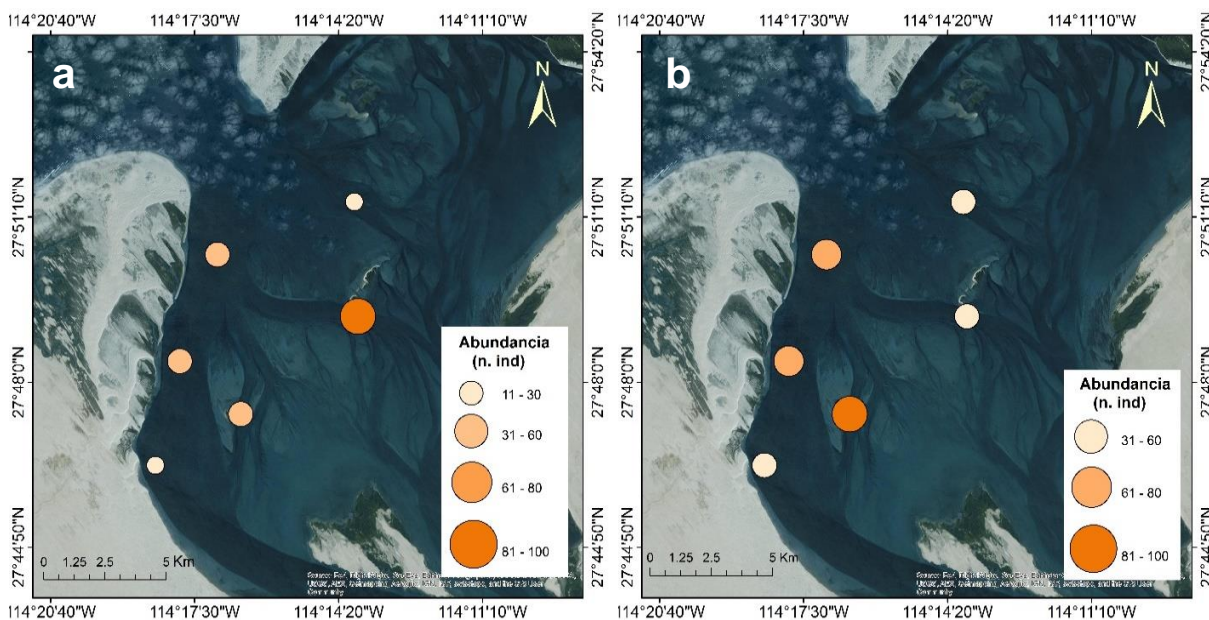


Figura 9. Abundancia total en número de peces capturados en cada sitio de monitoreo para febrero (a) y mayo (b) de 2015.

No se encontraron diferencias significativas entre las abundancias promedio de los sitios (Figura 10) en todo el periodo de monitoreo (K-W, $p = 0.506$) así como en junio de 2015, (K-W, $p = 0.057$), noviembre (K-W, $p = 0.934$) y febrero (ANOVA, $p = 0.067$). Para septiembre se encontraron diferencias (K-W, $p = 0.032$) entre el Conchalito y La Ventana con Carros Viejos y el Borbollón (CM, $p = 0.029$) y para mayo de 2016 existieron diferencias (ANOVA, $p = 0.023$) entre los sitios de El Borbollón y El Conchalito (Tukey, $p = 0.022$).

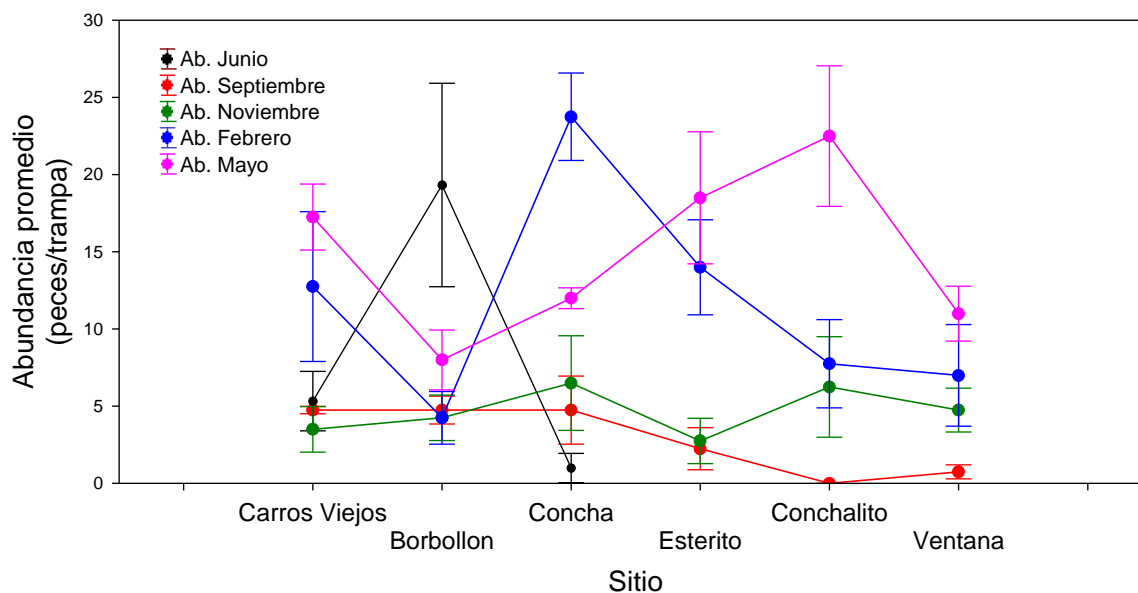


Figura 10. Abundancia promedio de capturas con trampa (peces/trampa) para cada sitio y mes de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.

Respecto a las abundancias relativas en los sitios de las capturas, las cuatro especies dominantes (la mojarra plateada y las tres cabrillas) estuvieron mejor representadas en la Concha, el Conchalito y el Esterito (Tabla 10).

Tabla 10. Abundancia total y relativa de las especies capturadas para cada sitio a lo largo del periodo de monitoreo. En negrita se muestra el mayor porcentaje relativo de cada especie entre los sitios.

Especies	Carros Viejos		Borbollon		Concha		Esterito		Conchalito		Ventana		Total
	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	
<i>P. nebulifer</i>	71	18.0	16	4.1	135	34.3	118	29.9	22	5.6	32	8.1	394
<i>C. brachysomus</i>	38	18.0	39	18.5	29	13.7	23	10.9	52	24.6	30	14.2	211
<i>P. maculatofasciatus</i>	29	17.1	18	10.6	25	14.7	32	18.8	46	27.1	20	11.8	170
<i>P. clathratus</i>	8	13.8	24	41.4	0	0.0	20	34.5	0	0.0	6	10.3	58
<i>A. davidsonii</i>	3	8.6	0	0.0	0	0.0	5	14.3	24	68.6	3	8.6	35
<i>S. pulcher</i>	0	0.0	2	18.2	0	0.0	9	81.8	0	0.0	0	0.0	11
<i>S. annulatus</i>	1	16.7	2	33.3	1	16.7	0	0.0	1	16.7	1	16.7	6
<i>H. francisci</i>	2	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2
<i>B. polylepis</i>	1	50.0	0	0.0	0	0.0	1	50.0	0	0.0	0	0.0	2
<i>G. mordax</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	100.0	1
<i>A. nobilis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	100.0	1
<i>U. halleri</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	100.0	0	0.0	1
<i>S. lobatus</i>	0	0.0	0	0.0	1	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1
Total	153		101		191		208		146		94		893

En todo el periodo de monitoreo, las mayores biomazas se situaron en la Concha (79.8 kg) y el Esterito (77.6 kg), mientras que la menor se registró en el Borbollón (41.2 kg) (Figura 11 a). La mayor parte de los sitios siguió el mismo orden que la abundancia excepto en ocasiones como en noviembre en la Ventana que la captura de *G. mordax* y *A. nobilis* incrementaron la biomasa (Figuras 11 b, 12 y 13).

La biomasa promedio (Figura 14) no presentó diferencias significativas entre sitios en todo el periodo de monitoreo (K-W, $p = 0.779$), ni en noviembre (K-W, $p = 0.628$). Se encontraron diferencias significativas en la biomasa promedio de las capturas para junio (ANOVA, $p = 0.001$) entre El Esterito respecto al Borbollón y la Concha (Tukey, $p < 0.002$), en septiembre (K-W, $p = 0.021$), las diferencias se encontraron entre Carros Viejos con el Conchalito y la Ventana (CM, $p = 0.029$), así como entre el Borbollón respecto el Conchalito y la Ventana ($p = 0.029$). Se encontraron diferencias significativas en febrero (K-W, $p = 0.023$) entre El Conchalito con el Borbollón y El Esterito (CM, $p < 0.050$) y en mayo se detectaron diferencias significativas (ANOVA, $p = 0.012$) entre el Borbollón con El Esterito y El Conchalito (Tukey, $p < 0.030$).

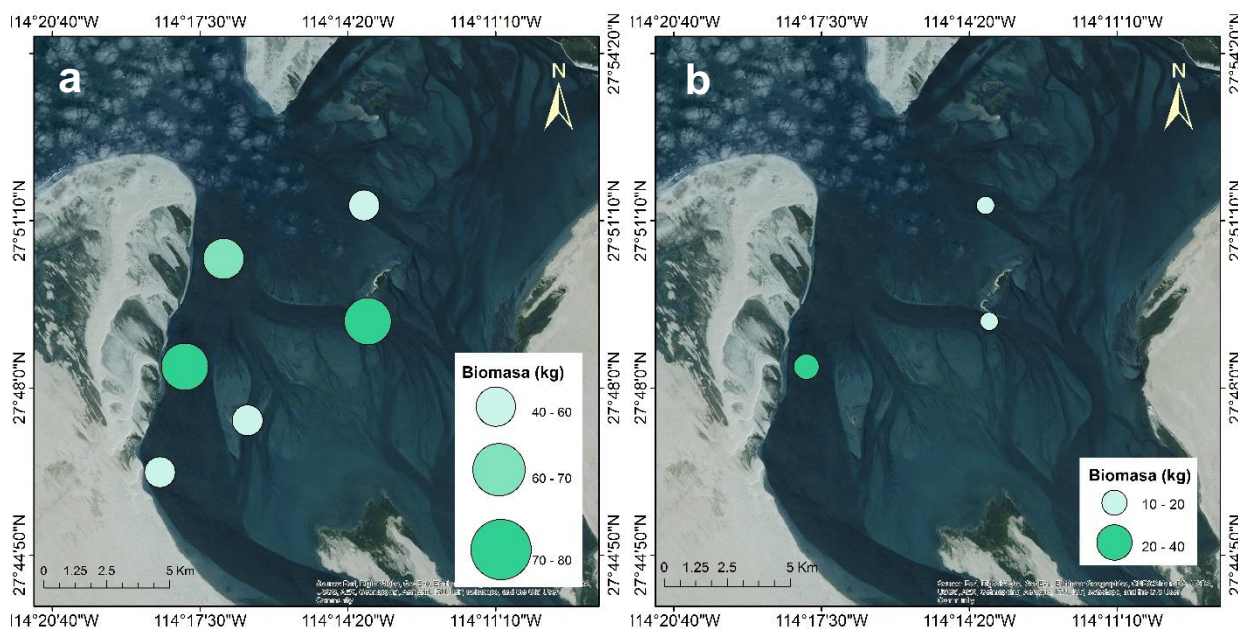


Figura 11. Biomasa de peces (kg) totales capturados por sitio durante todo el periodo de monitoreo (a) y durante la salida de prospección en junio de 2015 (b).

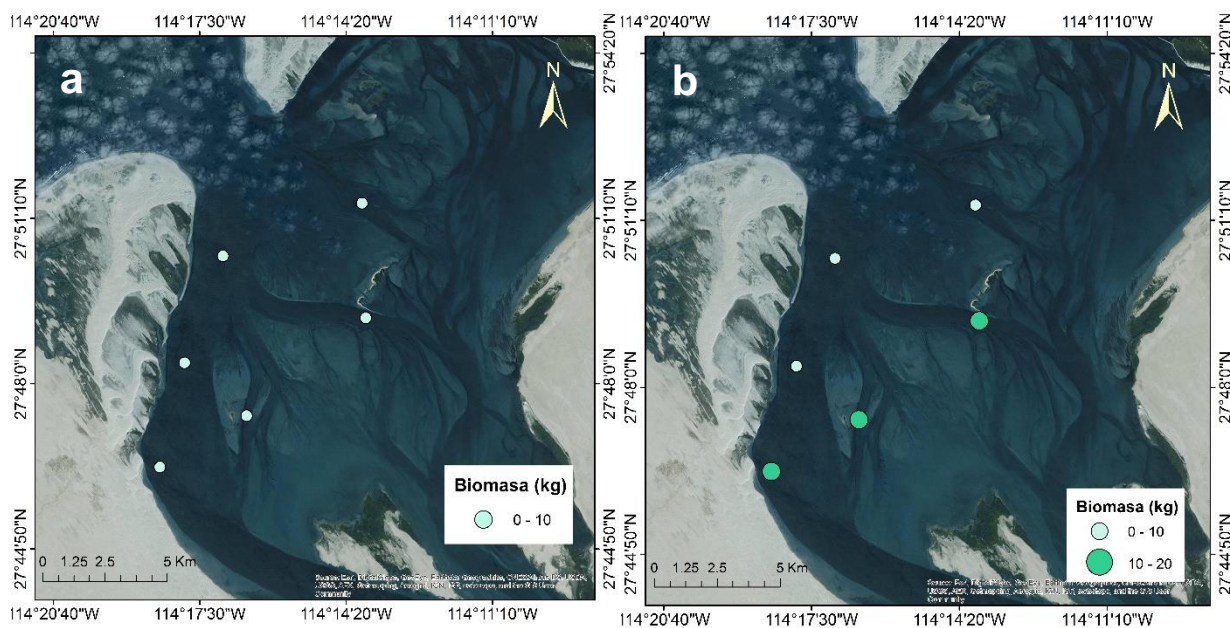


Figura 12. Biomasa de peces (kg) totales capturados por sitio durante septiembre (a) y noviembre (b).

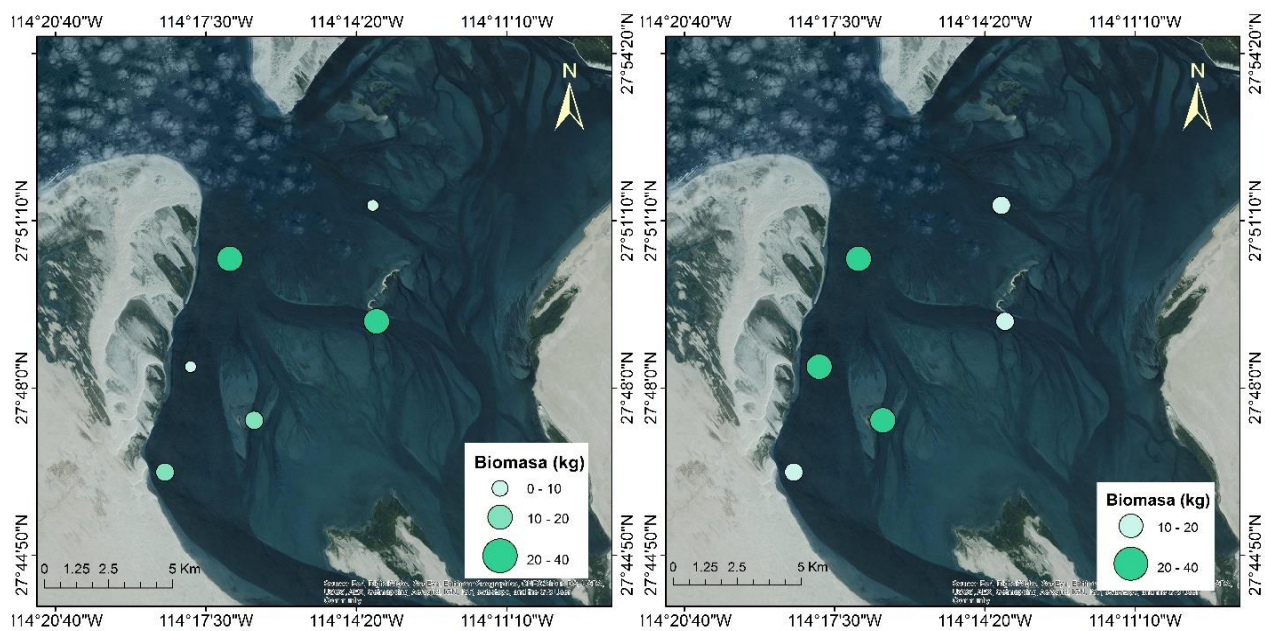


Figura 13. Biomasa de peces (kg) totales capturados por sitio durante febrero (a) y mayo (b) de 2016.

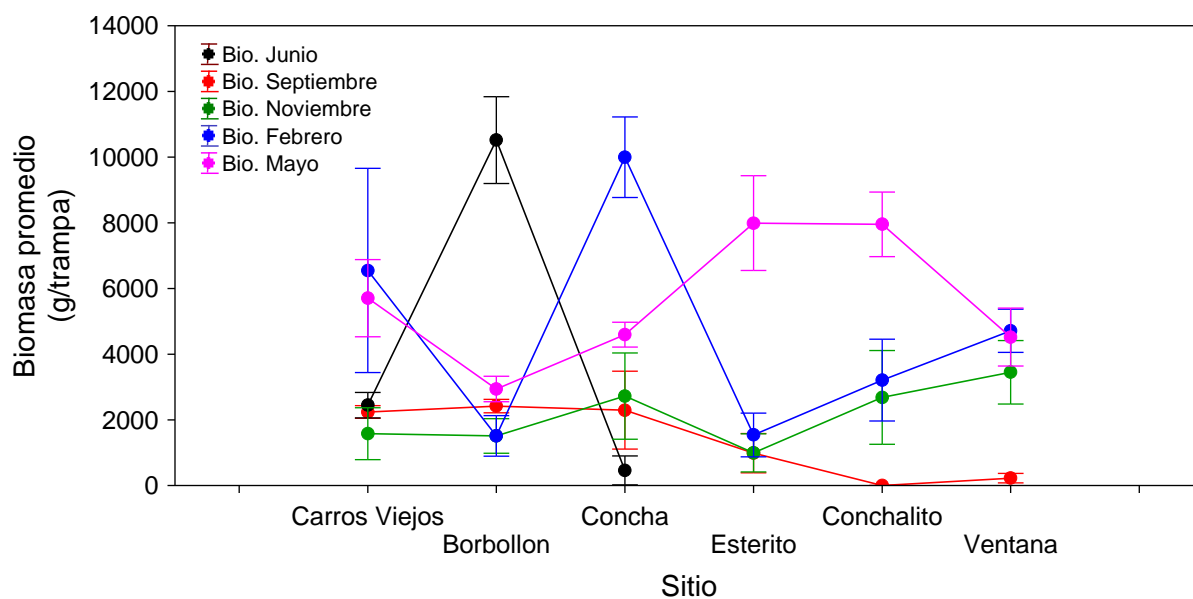


Figura 14. Biomasa promedio en censo por buceo (g/transecto) para cada sitio de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.

Respecto a las biomazas relativas en los sitios de las capturas, la Concha y el Conchalito fueron los sitios donde las especies dominantes aportaron mayor biomasa (cabrilla verdillo, pinta y mojarra plateada). El Esterito presentó la mayor biomasa relativa de otras especies que fueron relativamente frecuentes (cabrilla sargacera y la vieja) (Tabla 11).

Tabla 11. Biomasa total (g) y relativa (%Rel.) de las especies capturadas con trampas para cada sitio a lo largo del periodo de monitoreo. En negrita se muestra el mayor porcentaje relativo de cada especie entre los sitios.

Especie	Borbollón		Concha		Conchalito		Carros viejos		Esterito		Ventana		Total
	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	
<i>P. nebulifer</i>	8565	5.1	59978	35.4	8776	5.2	37736	22.3	33668	19.9	20538	12.1	169261
<i>C. brachyosomus</i>	13842	19.6	8830	12.5	20188	28.5	8424	11.9	8222	11.6	11217	15.9	70723
<i>P. maculatofasciatus</i>	6882	10.6	9541	14.7	17958	27.7	11138	17.2	10807	16.7	8470	13.1	64796
<i>P. clathratus</i>	8602	35.7	0	0.0	0	0.0	2746	11.4	10718	44.4	2060	8.5	24126
<i>S. pulcher</i>	2052	15.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	11587	85.0	0	0.0	13639
<i>A. davidsonii</i>	0	0.0	0	0.0	7744	65.2	911	7.7	2093	17.6	0	0.0	11883
<i>G. mordax</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	4300	100.0	4300
<i>A. nobilis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	3500	100.0	3500
<i>S. annulatus</i>	1242	36.2	633	18.4	320	9.3	810	23.6	0	0.0	429	12.5	3434
<i>H. francisci</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2303	100.0	0	0.0	0	0.0	2303
<i>S. lobatus</i>	0	0.0	865	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	865
<i>B. polylepis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	251	31.7	540	68.3	0	0.0	791
<i>U. halleri</i>	0	0.0	0	0.0	421	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	421

3.1.3.3. Abundancia y biomasa total y promedio en censo por buceo

La mayor abundancia y biomasa de individuos censados por mes fue en mayo 2016 con 484 individuos y 175.6 kg, y la menor junio 2015 con 109 individuos mientras que la menor biomasa fue en noviembre 2015 con 36.9 kg. En todos los meses la mayor abundancia relativa fue aportada por la mojarra plateada (de 41.6 a 65.9 %) excepto en noviembre donde la cabrilla verdillo contribuyó con un 59.2 % de la abundancia mientras que en biomasa la mojarra plateada dominó en todos los meses, desde un 43.8 % en junio de 2015 hasta un 64.9 % en mayo de 2016. En general, el 90 % de la abundancia la conformaron entre tres y cinco especies, en todos estuvieron presente dentro de ese 90 % la cabrilla verdillo, la mojarra plateada, la cabrilla pinta y la señorita (Tablas 12 y 13).

La abundancia y biomasa promedio para el periodo completo de estudio fue de 21.8 ± 3.7 peces y 6.6 ± 1.7 kg por transecto. Las dos cambiaron para cada estación climática; el mes de mayo presentó el promedio más alto (40.3 ± 13.1 peces y 14.6 ± 7 kg por transecto) y septiembre 2015 el menor en abundancia con 15 ± 2.7 peces por transecto y noviembre en biomasa con 3.1 ± 1.4 kg (Figura 15). No se encontraron diferencias significativas en la abundancia promedio por transecto (K-W, $p = 0.257$) ni en la biomasa (K-W, $p = 0.067$).

Tabla 12. Abundancia total, relativa y acumulativa de las especies censadas por buceo para cada mes de monitoreo.

Especies	Junio '15			Septiembre			Noviembre			Febrero '16			Mayo		
	Total	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.	Total	%Rel.	%Acum.
1 <i>P. nebulifer</i>	42	38.5	38.5	53	29.4	29.4	113	59.2	59.2	43	20.1	20.3	51	10.5	10.5
2 <i>C. brachysomus</i>	51	46.8	85.3	88	48.9	78.3	51	26.7	85.9	89	41.6	61.9	319	65.9	76.4
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	8	7.3	92.7	7	3.9	82.2	0	0.0	85.9	26	12.1	74.0	29	6.0	82.4
4 <i>H. semicinctus</i>	1	0.9	93.6	21	11.7	93.9	8	4.2	90.1	5	2.3	76.4	41	8.5	90.9
5 <i>P. clathratus</i>	0	0.0	93.6	3	1.7	95.6	8	4.2	94.3	5	2.3	78.7	19	3.9	94.8
6 <i>S. annulatus</i>	2	1.8	95.4	1	0.6	96.1	2	1.0	95.3	7	3.3	82.0	8	1.7	96.5
7 <i>U. halleri</i>	0	0.0	95.4	5	2.8	98.9	1	0.5	95.8	1	0.5	82.4	2	0.4	96.9
8 <i>H. francisci</i>	1	0.9	96.3	0	0.0	98.9	2	1.0	96.9	1	0.5	82.9	0	0.0	96.9
9 <i>H. ingens</i>	1	0.9	97.2	0	0.0	98.9	0	0.0	96.9	2	0.9	83.8	0	0.0	96.9
10 <i>F. parvipinnis</i>	0	0.0	97.2	0	0.0	98.9	0	0.0	96.9	29	13.6	97.4	0	0.0	96.9
11 <i>Apogon</i> sp.	0	0.0	97.2	0	0.0	98.9	0	0.0	96.9	0	0.0	97.4	10	2.1	98.9
12 <i>R. leucorhynchus</i>	1	0.9	98.2	0	0.0	98.9	0	0.0	96.9	1	0.5	97.9	0	0.0	98.9
13 <i>M. xenarcha</i>	0	0.0	98.2	1	0.6	99.4	1	0.5	97.4	0	0.0	97.9	0	0.0	98.9
14 <i>S. lobatus</i>	0	0.0	98.2	0	0.0	99.4	0	0.0	97.4	1	0.5	98.3	1	0.2	99.1
15 <i>U. maculatus</i>	0	0.0	98.2	0	0.0	99.4	0	0.0	97.4	1	0.5	98.8	1	0.2	99.3
16 <i>Z. exasperata</i>	0	0.0	98.2	0	0.0	99.4	0	0.0	97.4	0	0.0	98.8	2	0.4	99.8
17 <i>D. dipterura</i>	0	0.0	98.2	0	0.0	99.4	0	0.0	97.4	1	0.5	99.3	1	0.2	100.0
18 <i>A. davidsonii</i>	0	0.0	98.2	0	0.0	99.4	4	2.1	99.5	0	0.0	99.3	0	0.0	100.0
19 <i>P. californicus</i>	1	0.9	99.1	0	0.0	99.4	0	0.0	99.5	0	0.0	99.3	0	0.0	100.0
20 <i>H. guttulata</i>	1	0.9	100.0	0	0.0	99.4	0	0.0	99.5	0	0.0	99.3	0	0.0	100.0
21 <i>H. gentilis</i>	0	0.0	100.0	0	0.0	99.4	0	0.0	99.5	1	0.5	99.7	0	0.0	100.0
22 <i>H. rubicundus</i>	0	0.0	100.0	1	0.6	100.0	1	0.5	100.0	0	0.0	99.7	0	0.0	100.0
23 <i>Caranx</i> sp.	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	0	0.0	100.0	1	0.5	100.2	0	0.0	100.0
Total	109			180			191			214			484		

Tabla 13. Biomasa total y relativa (% Rel.) de las especies censadas por buceo para cada mes de monitoreo. En negrita la especie con mayor aporte de biomasa relativa por mes

Especie	Junio '15		Septiembre		Noviembre		Febrero '16		Mayo	
	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.
1 <i>C. brachysomus</i>	17299	43.8	28406	64.8	21857	59.2	38731	60.3	112258	64.9
2 <i>P. nebulifer</i>	11493	29.1	4321	9.9	4039	10.9	5299	8.2	14844	8.4
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	847	2.1	909	2.1	0	0.0	541	0.8	2990	1.7
4 <i>P. clathratus</i>	0	0.0	117	0.3	363	1.0	127	0.2	16387	8.3
5 <i>H. francisci</i>	2130	5.4	0	0.0	935	2.5	2140	3.3	0	0.0
6 <i>H. semicinctus</i>	1	0.0	433	1.0	921	2.5	30	0.0	1490	0.7
7 <i>Z. exasperata</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	16500	9.5
8 <i>M. xenarcha</i>	0	0.0	7000	16.0	7000	19.0	0	0.0	0	0.0
9 <i>R. leucorhynchus</i>	6000	15.2	0	0.0	0	0.0	7500	11.7	0	0.0
10 <i>D. brevis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	8000	4.6
11 <i>A. davidsonii</i>	0	0.0	0	0.0	542	1.5	0	0.0	0	0.0
12 <i>S. annulatus</i>	1179	3.0	530	1.2	425	1.2	2576	4.0	1150	0.7
13 <i>U. halleri</i>	495	1.3	1720	3.9	450	1.2	450	0.7	1160	0.7
14 <i>U. maculatus</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	800	0.5
15 <i>H. rubicundus</i>	0	0.0	399	0.9	399	1.1	0	0.0	0	0.0
16 <i>S. lobatus</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	700	1.1	4	0.0
17 <i>F. parvipinnis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	89	0.1	0	0.0
18 <i>H. ingens</i>	36	0.1	0	0.0	0	0.0	44	0.1	0	0.0
19 <i>Caranx sp.</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	6000	9.3	0	0.0
20 <i>Apogon sp.</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	42	0.0
21 <i>P. californicus</i>	20	0.1	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
22 <i>H. guttulata</i>	9	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
23 <i>H. gentilis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	8	0.0	0	0.0
Total	39509		43834		36931		64225		175623	

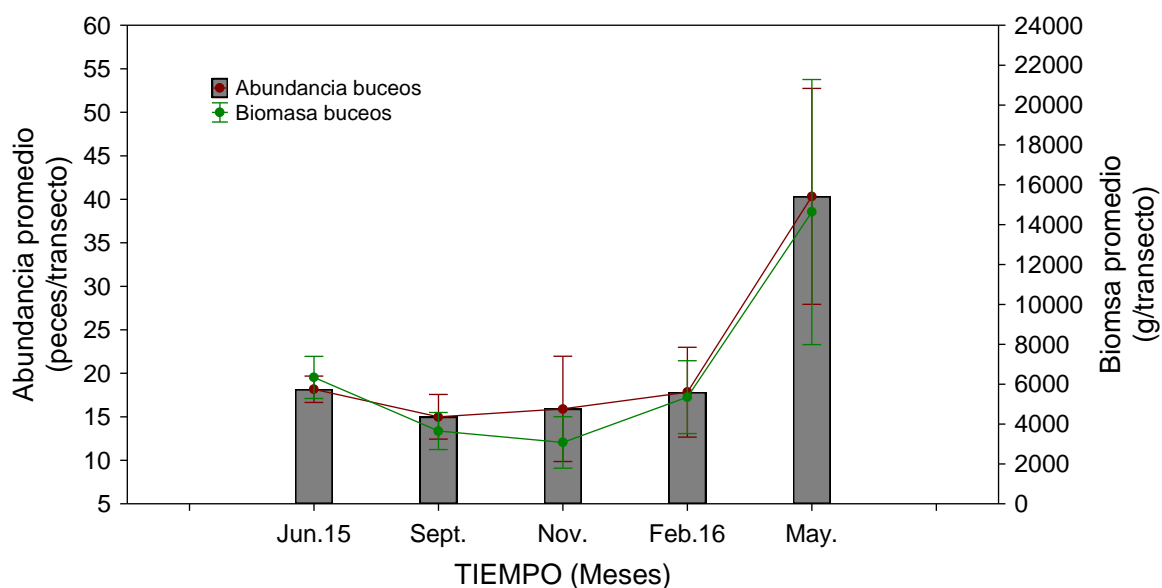


Figura 15. Abundancia (izquierda, peces/transecto) y biomasa (derecha, g/transecto) promedio en censo por buceo para cada mes de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.

3.1.3.4. Abundancia y biomasa total y relativa mensual por sitios (buceos)

El Borbollón, El Conchalito y La Ventana fueron los sitios con mayor abundancia total ($n = 439$, 344 y 315), la cual fue similar entre los tres, mientras que La Ventana 2 presentó un bajo número de individuos ($n = 31$) (Figura 16 a). La mayor abundancia se encontró en mayo en la Ventana ($n = 200$) pero en general hubo más abundancia en el Borbollón. La menor en la Ventana 2 ($n = 7$) en septiembre, noviembre y mayo (Figuras 17 y 18).

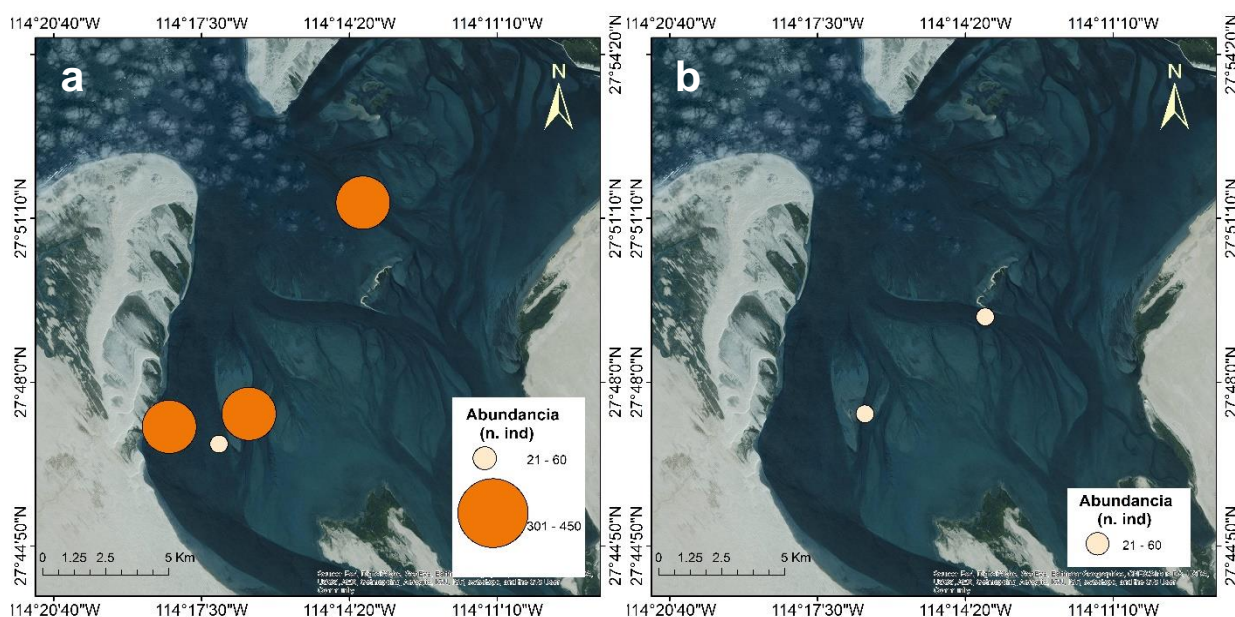


Figura 16. Abundancia en número de peces totales censados por buceo por sitios durante todo el periodo de monitoreo (a) y durante la salida de prospección en junio de 2015 (b).

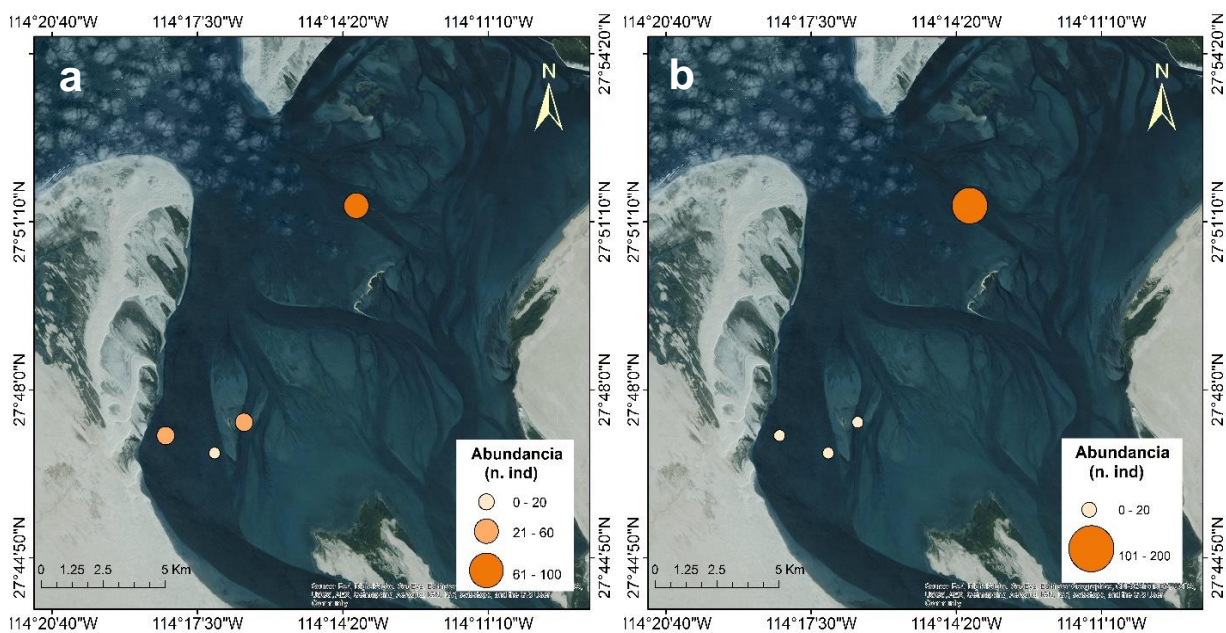


Figura 17. Abundancia en número de peces totales censados por buceo por sitio durante septiembre (a) y noviembre de 2015 (b).

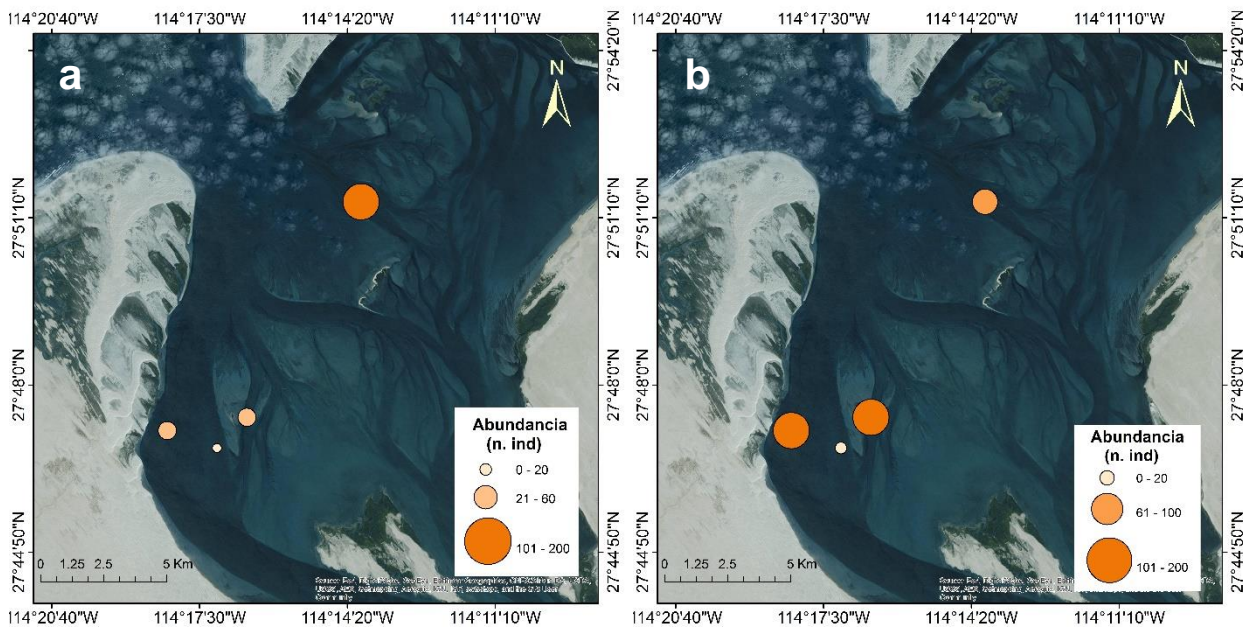


Figura 18. Abundancia en número de peces totales censados por buceo por sitio durante febrero (a) y mayo de 2016 (b).

Para las abundancias promedio de los sitios (Figura 19) no se encontraron diferencias significativas en junio (U-MW, $p = 0.268$) y febrero (K-W, $p = 0.096$); sí se encontraron diferencias en el promedio total (K-W, $p = 0.000$), éstas fueron entre la Ventana 2 y el resto de los sitios (CM, $p < 0.04$). En septiembre (ANOVA, $p = 0.004$) entre la Ventana 2 con los sitios El Borbollón y La Ventana (Tukey, $p < 0.01$). En noviembre (ANOVA, $p = 0.007$) las diferencias estuvieron presentes entre el Borbollón y el resto de los sitios (Tukey, $p < 0.04$). En mayo (ANOVA, $p = 0.008$) tales diferencias estuvieron entre la Ventana 2 con el resto de sitios (Tukey, $p < 0.030$).

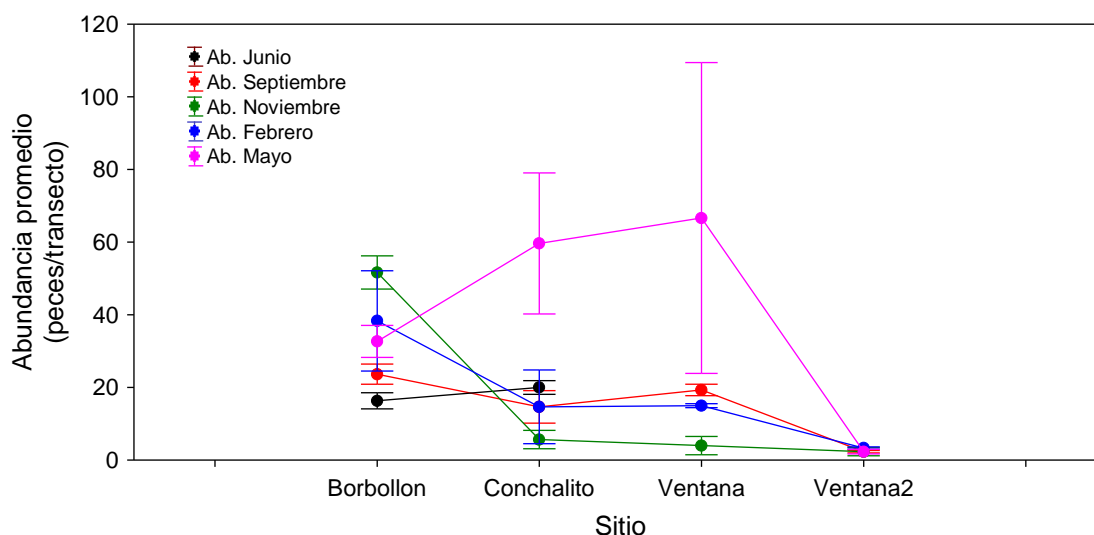


Figura 19. Abundancia promedio (\pm SE) en censo por buceo (peces/transecto) para cada sitio de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.

Las abundancias relativas en todo el período de monitoreo para cada especie variaron según el sitio. La especie más abundante (mojarra plateada) tuvo mayor presencia en el Conchalito y en la Ventana. La cabrilla verdillo (segunda especie abundante) presentó mayores abundancias en el Borbollón y la Ventana, mientras que otras especies, relativamente abundantes como la señorita, fueron casi exclusivas de el Borbollón (97.4 %), pero el resto de éstas especies afines al Borbollón fueron poco abundantes (entre 1 y 10 peces) (Tabla 14).

Tabla 14. Abundancia total y relativa de las especies censadas por buceo para cada sitio a lo largo del periodo de monitoreo. En negrita se muestra el mayor porcentaje relativo de cada especie entre los sitios.

Especies	Borballon		Conchalito		Ventana		Ventana2		Concha		Total
	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	
<i>C. brachysomus</i>	154	25.8	227	38.0	205	34.3	0	0.0	12	2.0	598
<i>P. nebulifer</i>	146	48.3	45	14.9	71	23.5	10	3.3	30	9.9	302
<i>H. semicinctus</i>	74	97.4	1	1.3	0	0.0	0	0.0	1	1.3	76
<i>P. maculatofasciatus</i>	12	17.1	19	27.1	32	45.7	7	10.0	0	0.0	70
<i>P. clathratus</i>	32	91.4	2	5.7	1	2.9	0	0.0	0	0.0	35
<i>F. parvipinnis</i>	0	0.0	29	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	29
<i>S. annulatus</i>	0	0.0	11	55.0	2	10.0	6	30.0	1	5.0	20
<i>Apogon sp.</i>	10	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	10
<i>U. halleri</i>	0	0.0	4	44.4	3	33.3	2	22.2	0	0.0	9
<i>A. davidsonii</i>	4	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	4
<i>H. francisci</i>	0	0.0	3	75.0	0	0.0	0	0.0	1	25.0	4
<i>H. ingens</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2	66.7	1	33.3	3
<i>R. productus</i>	0	0.0	1	50.0	0	0.0	0	0.0	1	50.0	2
<i>M. xenarcha</i>	2	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2
<i>S. lobatus</i>	0	0.0	1	50.0	0	0.0	1	50.0	0	0.0	2
<i>U. maculatus</i>	1	50.0	0	0.0	0	0.0	1	50.0	0	0.0	2
<i>H. rubicundus</i>	2	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2
<i>Z. exasperata</i>	0	0.0	1	50.0	0	0.0	1	50.0	0	0.0	2
<i>D. dipterura</i>	1	50.0	0	0.0	1	50.0	0	0.0	0	0.0	2
<i>P. californicus</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	100.0	1
<i>H. guttulata</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	100.0	1
<i>H. gentilis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1	100.0	0	0.0	1
<i>Caranx sp.</i>	1	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	1
Suma	439		344		315		31		49		1178

El sitio que aportó la mayor biomasa fue La Ventana con 138.1 kg, en contraste con La Ventana 2 en la cual se registró la menor biomasa con 13.2 kg (Figura 20). En general el Borballón aportó la mayor biomasa, sin embargo La Ventana 1 presentó el valor más alto de biomasa (107.5 kg en noviembre). La Ventana 2 siempre obtuvo la menor biomasa (desde 0.5 kg en septiembre hasta 9.3 kg en mayo) (Figuras 20 b, 21 y 22).

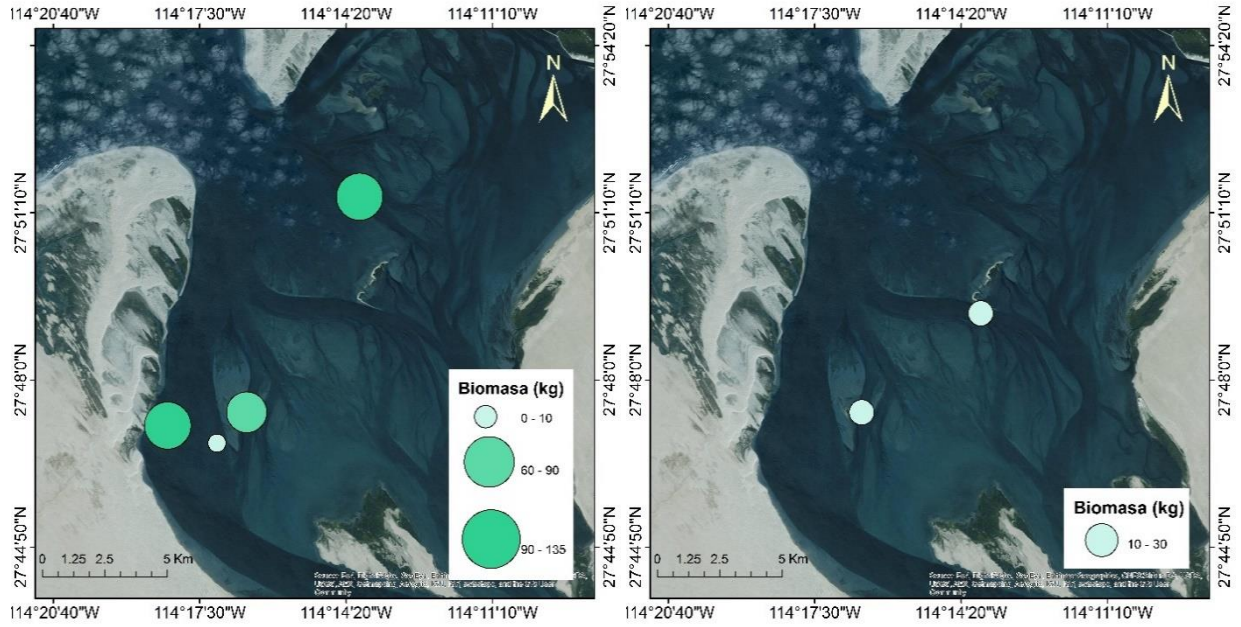


Figura 20. Biomasa de peces (kg) totales censados por buceo durante todo el periodo de monitoreo por sitio (a) y para junio de 2015 (b).

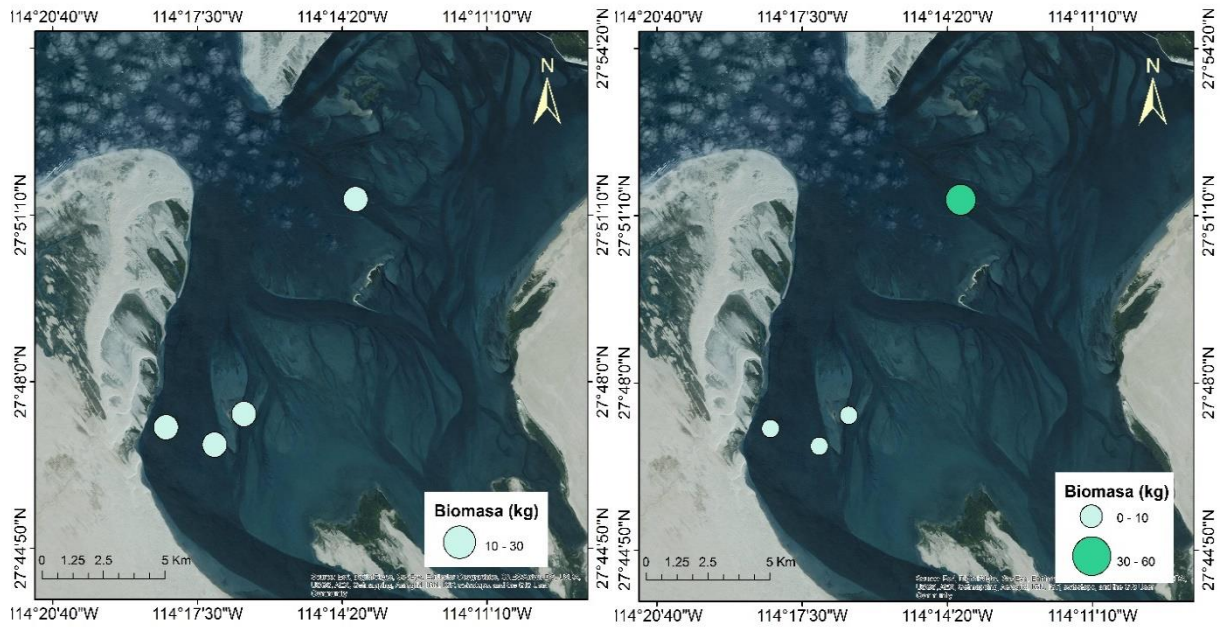


Figura 21. Biomasa de peces (kg) censados por buceo por sitio para el mes de septiembre (a) y noviembre (b).

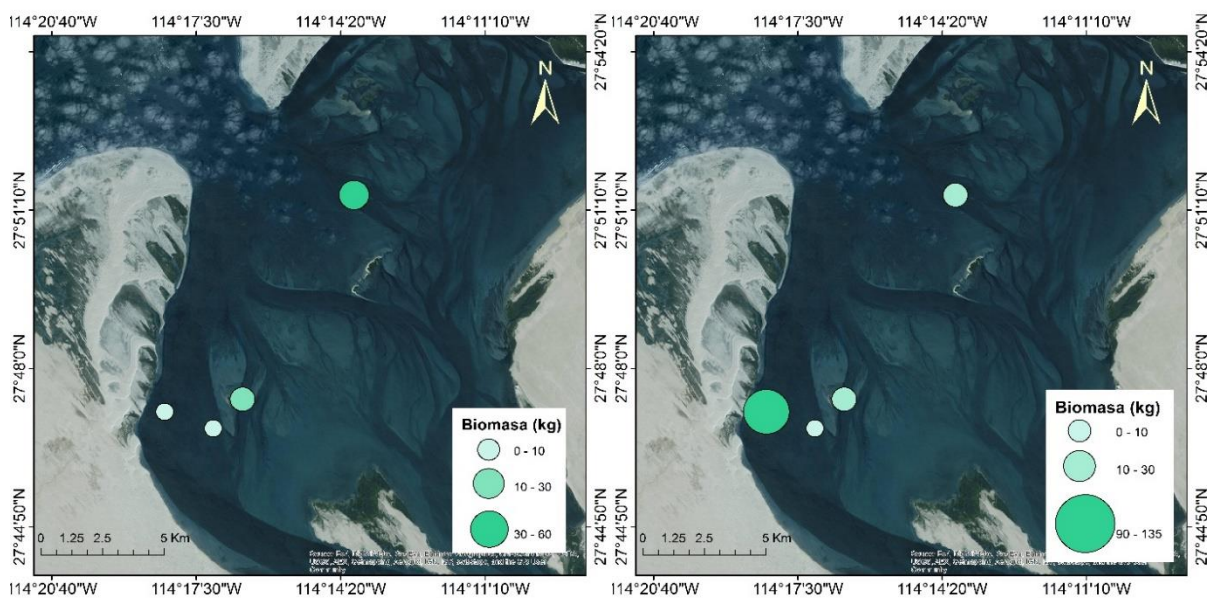


Figura 22. Biomasa de peces (kg) censados por buceo por sitio para el mes de febrero 2016 (a) y mayo (b).

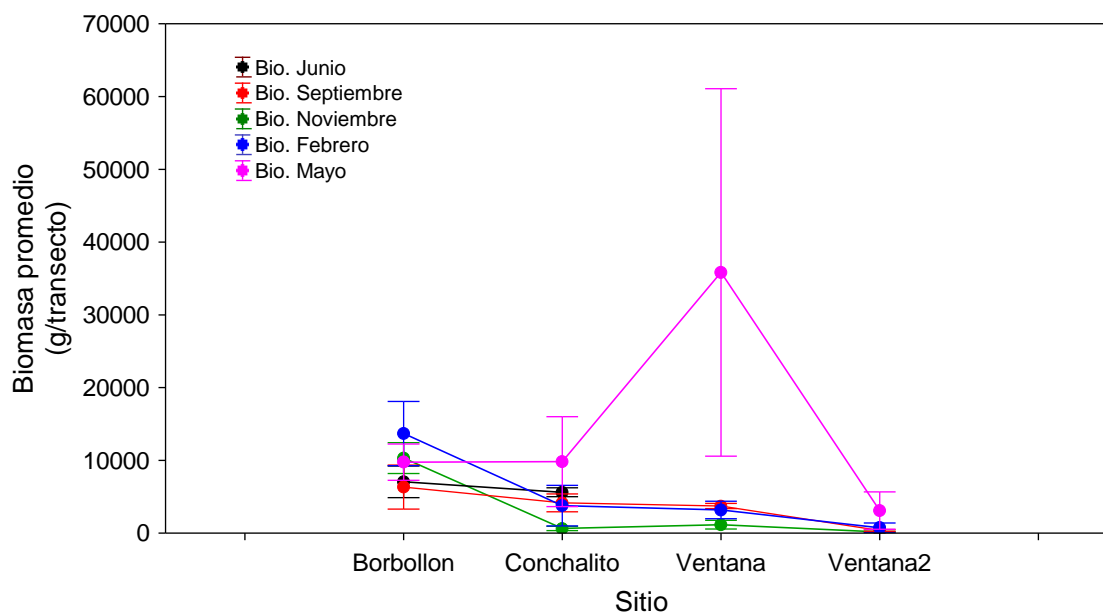


Figura 23. Biomasa promedio en censo por buceo (g/transecto) para cada sitio de monitoreo durante el periodo 2015-2016 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Las barras representan el error estándar.

Las diferencias en los promedios de biomasa (Figura 23) se encontraron para todo el periodo entre la Ventana 2 y el Borbollón (K-W, $p = 0.000$; CM, $p = 0.000$), en septiembre (ANOVA, $p = 0.003$) entre la

Ventana 2 y el resto de sitios (Tukey, $p < 0.010$) y en febrero (ANOVA, $p = 0.040$) entre El Borbollón y la Ventana 2 (Tukey, $p = 0.028$). No se encontró diferencias en junio (U-MW, $p = 0.677$), en noviembre (ANOVA, $p = 0.054$) y en mayo (K-W, $p = 0.347$).

Respecto a las biomásas relativas en La Ventana de censos por buceo, la Ventana fue el sitio donde las especies dominantes aportaron mayor biomasa (cabrilla verdillo y mojarra plateada). En el Borbollón también se presentó mayor biomasa relativa de otras especies dominantes por buceo como la señorita o la cabrilla sargacera, también cabe destacar el aporte de biomasa por parte de la *M. xenarcha* así como ejemplares que aportaron biomasa por su tamaño como *Z. exasperata* y *D. dipterura* en la Ventana y la Ventana 2 (Tabla 15).

Tabla 15. Biomasa total (g) y relativa (% Rel.) de las especies censadas por buceo para cada sitio a lo largo del periodo de monitoreo. En negrita se muestra el mayor porcentaje relativo de cada especie en cada sitio. (*Concha solo para junio de 2015).

Especie	Borbollón		Conchalito		Ventana		Ventana 2		Concha*	
	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.	Total	%Rel.
1 <i>C. brachysomus</i>	71830.5	32.9	39066.5	17.9	101365.0	46.4	0.0	0.0	6288.0	2.9
2 <i>P. nebulifer</i>	7055.0	17.6	6427.0	16.1	18667.0	46.7	401.0	1.0	7446.0	18.6
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	378	7.2	2435.7	46.1	2419.6	45.8	52.5	1.0	0.0	0.0
4 <i>P. clathratus</i>	16832.6	99.1	116.5	0.7	44.5	0.3	0	0.0	0	0.0
5 <i>H. francisci</i>	0	0.0	3075	59.1	0	0.0	0	0.0	2130.0	40.9
6 <i>H. semicinctus</i>	2864.0	99.7	9.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0
7 <i>Z. exasperata</i>	0	0.0	8000	48.5	0	0.0	8500	51.5	0	0.0
8 <i>M. xenarcha</i>	14000	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
9 <i>R. leucorhynchus</i>	0	0.0	7500	55.6	0	0.0	0	0.0	6000.0	44.4
10 <i>D. brevis</i>	0	0.0	0	0.0	8000	100.0	0	0.0	0	0.0
11 <i>A. davidsonii</i>	542.0	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
12 <i>S. annulatus</i>	0	0.0	2693.0	46.0	65	1.1	2184.0	37.3	917.0	15.7
13 <i>U. halleri</i>	0	0.0	2060.0	59.2	450.0	12.9	475.0	13.6	495.0	14.2
14 <i>U. maculatus</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	800	100.0	0	0.0
15 <i>H. rubicundus</i>	798	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
16 <i>S. lobatus</i>	0	0.0	4.3	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
17 <i>F. parvipinnis</i>	0	0.0	88.5	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
18 <i>H. ingens</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	44	55.0	36.0	45.0
19 <i>Caranx</i> sp.	6000	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
20 <i>Apogon</i> sp.	42	100.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
21 <i>P. californicus</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	20.0	100.0
22 <i>H. guttulata</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	9.0	100.0
23 <i>H. gentilis</i>	0	0.0	0	0.0	0	0.0	8.4	100.0	0	0.0

3.1.4. Índices

3.1.4.1. Índice de Importancia de la Comunidad (ICI)

Con respecto al orden de importancia de las especies de peces (ICI: abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia) y combinando ambos métodos de monitoreo (trampas y buceo), la mojarra plateada (*C. brachysomus*) junto con la cabrilla (*P. nebulifer*) ocuparon el primer lugar en importancia, la primera especie fue la más abundante (39 % del total) y *P. nebulifer* presentó la mayor ocurrencia con 26.7 %. Las otras dos especies de cabrillas identificadas en el presente estudio en la Laguna Ojo de Liebre (*P. maculatofasciatus* y *P. clathratus*) ocuparon el tercer y cuarto lugar en el orden de importancia (Tabla 16).

Para las especies capturadas con trampas, el orden del ICI calculado para las especies que acumularon más del 90 % de la abundancia, ubicó en primer lugar a la cabrilla verdillo (*P. nebulifer*) por su mayor abundancia y ocurrencia, seguido por la cabrilla pinta (*P. maculatofasciatus*), la mojarra plateada (*C. brachysomus*) y la cabrilla sargacera, *P. clathratus* (Tabla 17).

Tabla 16. Importancia de las especies de peces por capturas con trampas (T) y censos por buceo (B) por abundancia relativa (% Rel.), frecuencia de ocurrencia (% FO) e índice de importancia de la comunidad (ICI).

Especies	Total T+B	%Rel.	Orden	%FO	Orden	ICI
1 <i>P. nebulifer</i>	696	33.6	2	26.7	1	3
2 <i>C. brachysomus</i>	809	39.0	1	20.9	2	3
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	240	11.7	3	20.6	3	6
4 <i>P. clathratus</i>	93	4.5	4	8.9	4	8
5 <i>H. semicinctus</i>	76	3.7	5	3.1	6	11
6 <i>S. annulatus</i>	26	1.3	8	4.8	5	13
7 <i>A. davidsonii</i>	39	1.9	6	2.8	7	13
8 <i>S. pulcher</i>	11	0.5	9	1.8	9	18
9 <i>U. halleri</i>	10	0.5	10.5	2.3	8	18.5
10 <i>H. francisci</i>	6	0.3	12	1.3	10	22
11 <i>S. lobatus</i>	3	0.1	13.5	0.8	11	24.5
12 <i>H. ingens</i>	3	0.1	13.5	0.5	16	29.5
13 <i>F. parvipinnis</i>	29	1.4	7	0.3	24	31
14 <i>R. productus</i>	2	0.1	18	0.5	16	34
15 <i>M. xenarcha</i>	2	0.1	18	0.5	16	34
16 <i>U. maculatus</i>	2	0.1	18	0.5	16	34
17 <i>Z. exasperata</i>	2	0.1	18	0.5	16	34
18 <i>D. dipterura</i>	2	0.1	18	0.5	16	34
19 <i>H. rubicundus</i>	2	0.1	18	0.5	16	34
20 <i>B. polylepis</i>	2	0.1	18	0.5	16	34
21 <i>Apogon sp.</i>	10	0.5	10.5	0.3	24	34.5
22 <i>P. californicus</i>	1	0.0	26	0.3	24	50
23 <i>H. guttulata</i>	1	0.0	26	0.3	24	50
24 <i>H. gentilis</i>	1	0.0	26	0.3	24	50
25 <i>A. nobilis</i>	1	0.0	26	0.3	24	50
26 <i>G. mordax</i>	1	0.0	26	0.3	24	50
27 <i>Caranx sp.</i>	1	0.0	26	0.3	24	50
Suma	2071					

Tabla 17. Importancia de las especies de peces por capturas con trampa por abundancia relativa (% Rel.), acumulativa (% Acum.), frecuencia de ocurrencia (% FO) e índice de importancia de la comunidad (ICI).

Especies	Total	%rel	%acum	Orden	%FO	Orden	ICI
1 <i>Paralabrax nebulifer</i>	394	44.1	44.1	1	27.5	1	2
2 <i>P. maculatofasciatus</i>	170	19.0	63.1	3	27.1	2	5
3 <i>Calamus brachysomus</i>	211	23.6	86.8	2	21	3	5
4 <i>Paralabrax clathratus</i>	58	6.5	93.3	4	10.9	4	8
5 <i>Anisotremus davidsonii</i>	35	3.9	97.2	5	4.4	5	10
6 <i>Semicossyphus pulcher</i>	11	1.2	98.4	6	3.1	6	12
7 <i>Sphoeroides annulatus</i>	6	0.7	99.1	7	2.6	7	14
8 <i>Heterodontus francisci</i>	2	0.2	99.3	8.5	0.9	8.5	17
9 <i>Balistes polylepis</i>	2	0.2	99.5	8.5	0.9	8.5	17
10 <i>Gymnothorax mordax</i>	1	0.1	99.6	12	0.4	12.5	24.5
11 <i>Atractoscion nobilis</i>	1	0.1	99.8	12	0.4	12.5	24.5
12 <i>Urobatis halleri</i>	1	0.1	99.9	12	0.4	12.5	24.5
13 <i>Sphoeroides lobatus</i>	1	0.1	100.0	12	0.4	12.5	24.5
Total	893	100					

Para junio 2015 las especies más importantes fueron las cabrillas *P. clathratus* y *P. nebulifer*; en septiembre y noviembre 2015 y febrero 2016 las más importantes fueron *P. nebulifer* y *P. maculatofasciatus*; para mayo 2016 las más importantes fueron *C. brachysomus* seguidas de *P. nebulifer* y *P. maculatofasciatus* (Tabla 18).

Tabla 18. Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia de la Comunidad (ICI) para las capturas con trampas y los meses de monitoreo de 2015-2015 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S.

Especies	ICI junio	ICI sept.	ICI nov.	ICI feb.	ICI mayo
1 <i>Paralabrax nebulifer</i>	3.5	2	2	3	5
2 <i>Calamus brachysomus</i>	8.5	6	6	6	2
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	5.5	4	4	3	5
4 <i>Paralabrax clathratus</i>	3	8	8	8	9
5 <i>Anisotremus davidsonii</i>	10				9
6 <i>Semicossyphus pulcher</i>	11.5				12.5
7 <i>Sphoeroides annulatus</i>					13.5
8 <i>Heterodontus francisci</i>					17
9 <i>Balistes polylepis</i>					17
10 <i>Sphoeroides lobatus</i>				19	20
11 <i>Gymnothorax mordax</i>			11		
12 <i>Atractoscion nobilis</i>			11		
13 <i>Urobatis halleri</i>				11	

Respecto a los censos por buceo, *P. nebulifer* y *C. brachysomus* fueron igual de importantes según el ICI, la cabrilla verdillo fue menos abundante pero con mayor ocurrencia y viceversa para la mojarra plateada. Otras especies importantes fueron la cabrilla pinta y la señorita aunque con menores abundancias y ocurrencias (Tabla 19).

Tabla 19. Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia de la Comunidad (ICI) en censos por buceo y durante 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S.

Especies	Total	%Rel.	%Acum.	Orden	%FO	Orden	ICI
1 <i>Paralabrax nebulifer</i>	302	25.6	25.6	2	25.6	1	3
2 <i>Calamus brachysomus</i>	598	50.8	76.4	1	20.7	2	3
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	70	5.9	82.3	4	11.6	3	7
4 <i>Halichoeres semicinctus</i>	76	6.5	88.8	3	7.3	5	8
5 <i>Paralabrax clathratus</i>	35	3.0	91.8	5	6.1	6	11
6 <i>Sphoeroides annulatus</i>	20	1.7	93.5	7	7.9	4	11
7 <i>Urobatis halleri</i>	9	0.8	94.2	9	4.9	7	16
8 <i>Heterodontus francisci</i>	4	0.3	94.6	10.5	1.8	8	18.5
9 <i>Hippocampus ingens</i>	3	0.3	94.8	12	1.2	12	24
10 <i>Fundulus parvipinnis</i>	29	2.5	97.3	6	0.6	19	25
11 <i>Apogon sp.</i>	10	0.8	98.1	8	0.6	19	27
12 <i>R. leucorhynchus</i>	2	0.2	98.3	16	1.2	12	28
13 <i>Mycteroperca xenarcha</i>	2	0.2	98.5	16	1.2	12	28
14 <i>Sphoeroides lobatus</i>	2	0.2	98.6	16	1.2	12	28
15 <i>Urobatis maculatus</i>	2	0.2	98.8	16	1.2	12	28
16 <i>Zapterix exasperata</i>	2	0.2	99.0	16	1.2	12	28
17 <i>Dasyatis dipterura</i>	2	0.2	99.2	16	1.2	12	28
18 <i>Anisotremus davidsonii</i>	4	0.3	99.5	10.5	0.6	19	29.5
19 <i>Paralichthys californicus</i>	1	0.1	99.6	20	0.6	19	39
20 <i>Hypsopsetta guttulata</i>	1	0.1	99.7	20	0.6	19	39
21 <i>Hypsoblennius gentilis</i>	1	0.1	99.7	20	0.6	19	39
22 <i>Hypsypops rubicundus</i>	2	0.2	99.9	20	1.2	19	39
23 <i>Caranx sp.</i>	1	0.1	100.0	20	0.6	19	39
Total	1178	100					

Con respecto a las especies más importantes (ICI) de forma mensual, durante junio 2015 y mayo 2016 la especie más importante fue *C. brachysomus*, además de empatar en primer lugar con *P. nebulifer* en septiembre 2015 y febrero 2016, y sólo en noviembre 2015 la cabrilla *P. nebulifer* ocupó el primer lugar en importancia (Tabla 20).

Tabla 20. Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia de la Comunidad (ICI) en censos por buceo y los meses de monitoreo de 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S.

	Especies	ICI junio	ICI sept.	ICI nov.	ICI feb.	ICI mayo
1	<i>Paralabrax nebulifer</i>	3.5	3	2	3	5
2	<i>P. maculatofasciatus</i>	6.5	9.5		7	5
3	<i>Paralabrax clathratus</i>		11.5	7	11.5	12
4	<i>Calamus brachysomus</i>	2.5	3	4	3	3
5	<i>Anisotremus davidsonii</i>			13		
6	<i>Halichoeres semicinctus</i>	20	7	7	16.5	8
7	<i>Sphoeroides annulatus</i>	7.5	16	11.5	9	11
8	<i>Urobatis halleri</i>		8	16.5	23	15.5
9	<i>Heterodontus francisci</i>			14.5	23	
10	<i>Paralichthys californicus</i>	11.5				
11	<i>R. leucorhynchus</i>	11.5			23	
12	<i>Hippocampus ingens</i>	11.5			18.5	
13	<i>Hypsopsetta guttulata</i>					
14	<i>Mycteroperca xenarcha</i>		16	16.5		
15	<i>Sphoeroides lobatus</i>				23	22.5
16	<i>Fundulus parvipinnis</i>				13.5	
17	<i>Hypsoblennius gentilis</i>				23	
18	<i>Urobatis maculatus</i>				23	22.5
19	<i>Hypsypops rubicundus</i>		16			
20	<i>Zapterix exasperata</i>					15.5
21	<i>Apogon</i> sp.					17.5
22	<i>Caranx</i> sp.				23	
23	<i>Dasyatis dipterura</i>				23	22.5

3.1.4.2. Índice de Importancia Relativa (IRI)

Al aplicar el Índice de Importancia Relativa (IRI) que incluye la abundancia relativa, la frecuencia de ocurrencia y además incorpora a la biomasa relativa, para las recolectas con trampas y el censo por buceo, el orden de importancia separó de forma solitaria a la mojarra plateada (*C. brachysomus*) como la especie más importante y con el puntaje más alto en los índices de abundancia, ocurrencia y biomasa. La cabrilla verdillo, *P. nebulifer*, fue la segunda especie en importancia seguida y con puntajes distantes por la cabrilla pinta (*P. maculatofasciatus*), la cabrilla sargacera (*P. clathratus*) y el bacoco *Anisotremus davidsonii* (Tabla 21).

Tabla 21. Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en capturas y censos por buceo para el periodo 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (%Ni), biomasa relativa (%Wi), frecuencia relativa (%FO).

Especies	Ni	%Ni	Wi (g)	%Wi	%FO	IRI
1 <i>Calamus brachysomus</i>	809	39.0	288276.0	40.2	20.4	1614.2
2 <i>Paralabrax nebulifer</i>	696	33.6	208161.0	29.0	23.5	1471.7
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	240	11.7	69297.9	9.7	20.1	429.0
4 <i>Paralabrax clathratus</i>	93	4.5	41017.6	5.7	8.5	86.4
5 <i>Anisotremus davidsonii</i>	39	1.9	12425.0	1.7	3.4	12.5
6 <i>Halichoeres semicinctus</i>	76	3.7	2518.0	0.4	1.6	6.3
7 <i>Sphoeroides annulatus</i>	26	1.3	9293.0	1.3	2.2	5.6
8 <i>Rhinobatos productus</i>	2	0.1	13500.0	1.9	2.2	4.3
9 <i>Mycteroperca xenarcha</i>	2	0.1	14000.0	2.0	1.9	3.9
10 <i>Fundulus parvipinnis</i>	29	1.4	88.5	0.0	2.5	3.5
11 <i>Semicossyphus pulcher</i>	11	0.5	3702.0	0.5	2.2	2.3
12 <i>Zapterix exasperata</i>	2	0.1	16500.0	2.3	0.6	1.5
13 <i>Heterodontus francisci</i>	6	0.3	7508.0	1.0	0.9	1.3
14 <i>Urobatis halleri</i>	10	0.5	4696.0	0.7	0.9	1.1
15 <i>Hippocampus ingens</i>	3	0.1	80.0	0.0	3.4	0.5
16 <i>Apogon</i> sp.	10	0.5	42.0	0.0	0.9	0.5
17 <i>Dasyatis dipterura</i>	2	0.1	8000.0	1.1	0.3	0.4
18 <i>Caranx</i> sp.	1	0.0	6000.0	0.8	0.3	0.3
19 <i>Sphoeroides lobatus</i>	3	0.1	1569.3	0.2	0.6	0.2
20 <i>Gymnothorax mordax</i>	1	0.0	4300.0	0.6	0.3	0.2
21 <i>Atractoscion nobilis</i>	1	0.0	3500.0	0.5	0.3	0.2
22 <i>Urobatis maculatus</i>	2	0.1	800.0	0.1	0.6	0.1
23 <i>Balistes polylepis</i>	2	0.1	791.0	0.1	0.6	0.1
24 <i>Hypsypops rubicundus</i>	2	0.1	798.0	0.1	0.3	0.1
25 <i>Paralichthys californicus</i>	1	0.0	20.0	0.0	0.6	0.0
26 <i>Hypsopsetta guttulata</i>	1	0.0	9.0	0.0	0.3	0.0
27 <i>Hypsoblennius gentilis</i>	1	0.0	8.4	0.0	0.3	0.0
Total	2071	100	716900.7			

El orden del Índice de Importancia Relativa (IRI) para las especies capturadas con trampas, ubicó a la cabrilla *P. nebulifer* en primer lugar, así como la más abundante, la de mayor ocurrencia y la que aportó mayor biomasa, seguida de *P. maculatofasciatus*, *C. brachysomus*, *P. clathratus* y *A. davidsonii* (Tabla 22).

Tabla 22. Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en las capturas con trampas para el periodo 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (% Ni), biomasa relativa (% Wi), frecuencia de ocurrencia (% FO).

Especies	Total	%Ni	Wi (g)	%Wi	%FO	IRI
<i>Paralabrax nebulifer</i>	394	44.1	168410	46.9	27.5	2502.8
<i>P. maculatofasciatus</i>	170	19.0	64072	17.8	27.1	998.0
<i>Calamus brachysomus</i>	211	23.6	69726	19.4	21.0	901.9
<i>Paralabrax clathratus</i>	58	6.5	26043	7.2	10.9	150.0
<i>Anisotremus davidsonii</i>	35	3.9	11883	3.3	4.4	31.6
<i>Semicossyphus pulcher</i>	11	1.2	3702	1.0	3.1	6.9
<i>Sphoeroides annulatus</i>	6	0.7	3434	1.0	2.6	4.3
<i>Heterodontus francisci</i>	2	0.2	2303	0.6	0.9	0.8
<i>Gymnothorax mordax</i>	1	0.1	4300	1.2	0.4	0.6
<i>Atractoscion nobilis</i>	1	0.1	3500	1.0	0.4	0.5
<i>Balistes polylepis</i>	2	0.2	791	0.2	0.9	0.4
<i>Sphoeroides lobatus</i>	1	0.1	865	0.2	0.4	0.2
<i>Urobatis halleri</i>	1	0.1	421	0.1	0.4	0.1
Suma	893		359450			

Al separar las recolectas con trampas por meses de monitoreo, la cabrilla *P. nebulifer* fue la más importante (IRI) de septiembre 2015 a febrero 2016, y en junio 2015 fue sustituida en el primer lugar por la cabrilla sargacera (*P. clathratus*) y en mayo 2016 por *C. brachysomus*. La cabrilla pinta, *P. maculatofasciatus*, ocupó el segundo lugar en importancia del IRI en septiembre y noviembre 2015 y febrero 2016, mientras que en junio 2015 se ubicó en tercer lugar al igual que en mayo 2016 (Tabla 23).

Tabla 23. Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en las capturas con trampas para los meses de monitoreo en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (% Ni), biomasa relativa (% Wi), frecuencia de ocurrencia (% FO).

Especie	IRI junio	IRI sept.	IRI nov.	IRI feb.	IRI mayo
1 <i>Paralabrax nebulifer</i>	1650.1	5704.9	4279.4	3935.5	850.2
2 <i>Calamus brachysomus</i>	108.7	273.9	185.0	482.5	2176.7
3 <i>P. maculatofasciatus</i>	482.9	1151.5	1472.9	1601.7	625.5
4 <i>Paralabrax clathratus</i>	1752.4	142.7	103.2	32.0	78.4
5 <i>Anisotremus davidsonii</i>	56.2				152.4
6 <i>Semicossyphus pulcher</i>	104.0				16.6
7 <i>Sphoeroides annulatus</i>				2.3	19.2
8 <i>Heterodontus francisci</i>					5.3
9 <i>Balistes polylepis</i>					2.6
10 <i>Sphoeroides lobatus</i>					1.1
11 <i>Gymnothorax mordax</i>			26.3		
12 <i>Atractoscion nobilis</i>			21.9		
13 <i>Urobatis halleri</i>				1.5	

El Índice de Importancia Relativa (IRI) calculado para las especies censadas por buceo durante el estudio completo, situó a la mojarra plateada *C. brachysomus* en el primer lugar tanto en abundancia como en biomasa y ocurrencia. En segundo lugar se ubicó la cabrilla *P. nebulifer* y el tercer lugar fue ocupado por la señorita *H. semicinctus*, especie no registrada en las capturas con trampas (Tabla 24).

Tabla 24. Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en los censos por buceo para el periodo 2015-2016 en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (% Ni), biomasa relativa (% Wi), frecuencia de ocurrencia (% FO).

Especies	Total	%Ni	Wi (g)	%Wi	%FO	IRI
<i>Calamus brachysomus</i>	598	50.8	218550	61.1	18.9	2113.8
<i>Paralabrax nebulifer</i>	302	25.6	39751	11.1	13.3	490.1
<i>Halichoeres semicinctus</i>	76	6.5	2518	0.7	5.6	39.8
<i>Rhinobatos productus</i>	2	0.2	13500	3.8	7.8	30.7
<i>Mycteroperca xenarcha</i>	2	0.2	14000	3.9	6.7	27.2
<i>Fundulus parvipinnis</i>	29	2.5	88.5	0.0	8.9	22.1
<i>P. maculatofasciatus</i>	70	5.9	5225.9	1.5	2.2	16.5
<i>Paralabrax clathratus</i>	35	3.0	14974.6	4.2	2.2	15.9
<i>Zapterix exasperata</i>	2	0.2	16500	4.6	2.2	10.6
<i>Urobatis halleri</i>	9	0.8	4275	1.2	2.2	4.4
<i>Sphoeroides annulatus</i>	20	1.7	5859	1.6	1.1	3.7
<i>Hippocampus ingens</i>	3	0.3	80	0.0	12.2	3.4
<i>Apogon sp.</i>	10	0.8	42	0.0	3.3	2.9
<i>Dasyatis dipterura</i>	2	0.2	8000	2.2	1.1	2.7
<i>Heterodontus francisci</i>	4	0.3	5205	1.5	1.1	2.0
<i>Caranx sp.</i>	1	0.1	6000	1.7	1.1	2.0
<i>Urobatis maculatus</i>	2	0.2	800	0.2	2.2	0.9
<i>Anisotremus davidsonii</i>	4	0.3	542	0.2	1.1	0.5
<i>Hypsypops rubicundus</i>	2	0.2	798	0.2	1.1	0.4
<i>Sphoeroides lobatus</i>	2	0.2	704.3	0.2	1.1	0.4
<i>Paralichthys californicus</i>	1	0.1	20	0.0	2.2	0.2
<i>Hypsopsetta guttulata</i>	1	0.1	9	0.0	1.1	0.1
<i>Hypsoblennius gentilis</i>	1	0.1	8.4	0.0	1.1	0.1
Total	1178	100	357451	100		

Con respecto a los meses de monitoreo, la mojarra plateada (*C. brachysomus*) fue la especie más importante según el IRI en junio, septiembre, febrero y mayo, excepto en noviembre 2015 cuando la cabrilla verdillo *P. nebulifer* se situó en primer lugar y en segundo lugar en el resto de los meses. El orden en importancia fue seguida por *P. maculatofasciatus* en tercer lugar (junio y febrero 215 y mayo 2016), y la señorita *H. semicinctus* en tercer lugar durante junio y noviembre 2015 (Tabla 25).

Tabla 25. Importancia de las especies de peces por el Índice de Importancia Relativa (IRI) en los censos por buceo para los meses de monitoreo en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Abundancia relativa (% Ni), biomasa relativa (% Wi), frecuencia de ocurrencia (% FO).

Especie	IRI jun.	IRI sep.	IRI nov.	IRI feb.	IRI mayo
<i>Calamus brachysomus</i>	2470.2	3009.5	1590.5	1652.2	2378.5
<i>Paralabrax nebulifer</i>	1844.2	1271.5	2336.6	689.4	301.9
<i>P. maculatofasciatus</i>	86.2	35.1		175.6	174.7
<i>Halichoeres semicinctus</i>	4.2	111.7	74.2	6.4	83.0
<i>Paralabrax clathratus</i>	0.0	11.4	57.5	13.7	83.4
<i>Sphoeroides annulatus</i>	43.8	5.2	16.3	78.7	21.1
<i>Mycteroperca xenarcha</i>	0.0	48.6	72.1		
<i>Rhinobates leucorhynchus</i>	73.2			32.8	
<i>Urobatis halleri</i>	0.0	78.8	6.5	3.2	4.9
<i>Heterodontus francisci</i>	28.7		13.3	10.3	
<i>Zapteryx exasperata</i>	0.0				45.2
<i>Fundulus parvipinnis</i>	0.0			37.0	
<i>Caranx sp.</i>	0.0			26.5	
<i>Anisotremus davidsonii</i>	0.0		13.2		
<i>Dasyatis dipterura</i>	0.0			1.3	11.0
<i>Hypsypops rubicundus</i>	0.0	4.3	5.9		
<i>Hippocampus ingens</i>	4.6			2.7	
<i>Apogon sp.</i>	0.0				4.8
<i>Sphoeroides lobatus</i>	0.0			4.2	0.5
<i>Paralitchys californicus</i>	4.4				
<i>Hypsopsetta guttulata</i>	4.3				
<i>Urobatis maculatus</i>	0.0			1.3	1.5
<i>Hypsoblennius gentilis</i>	0.0			1.3	

3.1.4.3. Índices de diversidad (S, H', J')

La riqueza específica de especies (S: número de especies) de peces para el estudio completo de junio 2015 a mayo 2016 y considerando el monitoreo de trampas y buceo, fue de 27 especies. La captura con trampas aportó una riqueza de 13 especies y el censo por buceo de 23 especies de peces.

Para las capturas con trampas la riqueza de especies (S) presentó el máximo en mayo 2016 con diez especies y el mínimo en septiembre con cuatro especies, mientras que por censo con buceo la máxima riqueza se registró en febrero 2016 (16 especies) y la mínima en septiembre 2015 con nueve especies; en todo el estudio la riqueza específica fue mayor en buceo que con trampas (Figura 24 a).

La diversidad de Shannon (H') más alta en capturas se presentó en mayo 2016 y junio 2015 ($H' = 0.67$ y 0.59 respectivamente), mientras que en los otros meses se obtuvieron valores entre $H' = 0.44$ (valor más bajo en febrero) y 0.48 . En censos por buceo la tendencia fue opuesta a las trampas con la mayor diversidad en febrero 2016 ($H' = 0.76$) y la menor en noviembre ($H' = 0.52$). El índice de Shannon fue mayor en los censos por buceo que en capturas excepto en junio y mayo (Figura 24 b).

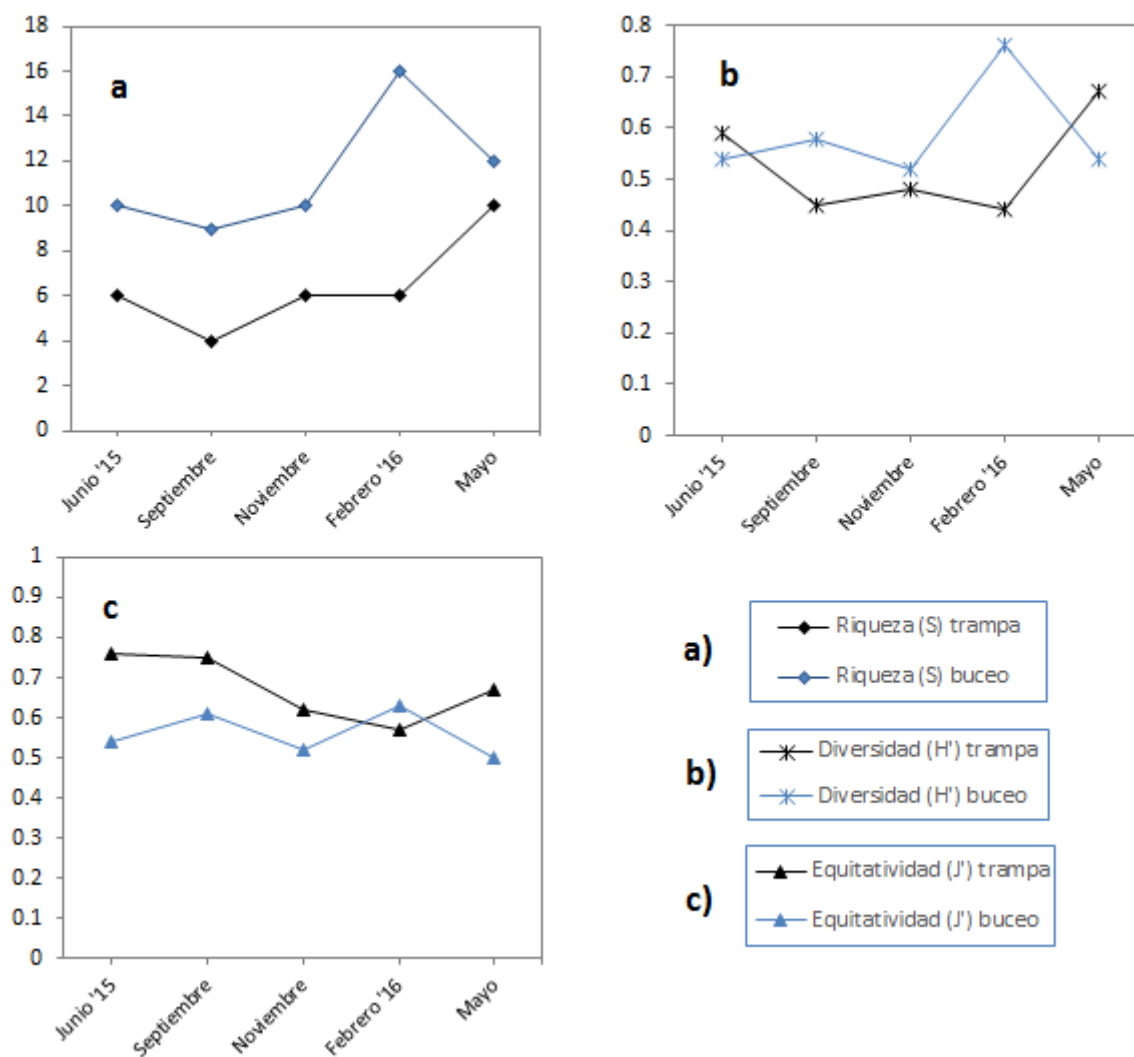


Figura 24. Riqueza específica (S, a), diversidad de Shannon (H' , b) e igualdad de Pielou (J' , c) para cada mes de monitoreo mediante trampas (línea negra) y buceo (línea azul) durante el periodo 2015-2016.

El índice de equidad de Pielou (J') para el monitoreo con trampas fue mayor en los dos primeros meses de junio y septiembre 2015 ($J' = 0.76$ y 0.75 , respectivamente), disminuyendo en noviembre y

alcanzando su valor mínimo ($J' = 0.57$) en febrero 2016 y aumentando ($J' = 0.67$) en mayo. En contraste, el censo por buceo presentó el mayor índice de equitatividad en febrero ($J' = 0.63$), y el valor mínimo de 0.50 en mayo 2016 (Figura 24 c).

3.1.5. Estructura de tallas de las especies dominantes.

3.1.5.1. *Paralabrax nebulifer* (cabrilla verdillo)

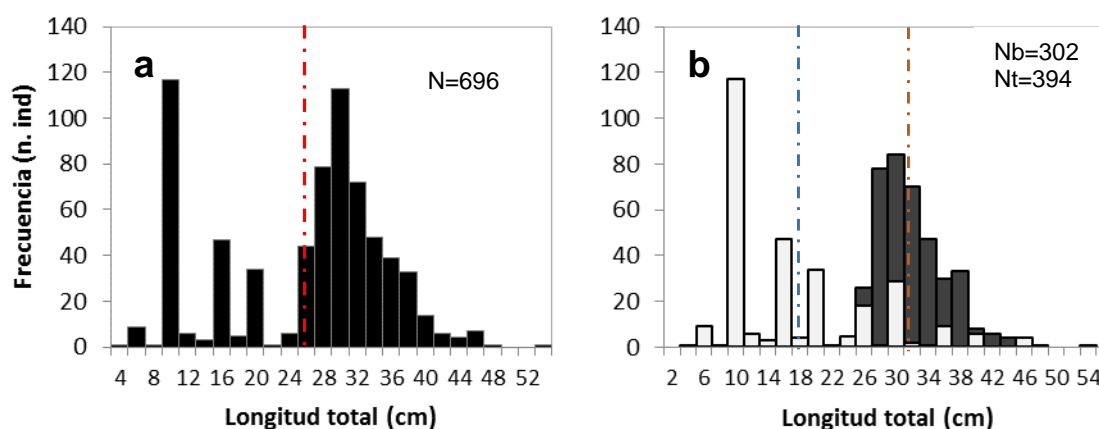


Figura 25. Distribución de frecuencias de longitud total (LT, cm) de *P. nebulifer* (intervalo de clase 2 cm) para el total de peces (a) y para buceo y trampas (b). En figura (a) la línea roja es la talla promedio, y en figura b la línea azul es el promedio de talla para peces por buceo y la roja para los peces capturados con trampas.

En la Laguna Ojo de Liebre se contabilizaron con las trampas y buceo un total de 696 individuos de cabrilla verdillo (*P. nebulifer*); esta especie presentó un intervalo de tallas de 4 a 54 cm de longitud total (LT), y la talla promedio para todo el periodo de estudio fue de 25.2 ± 9.77 cm mientras que la talla más frecuente fue de 10 cm (Figura 25 a). Al separar por cada método de monitoreo, en buceo la longitud total promedio fue de 17 ± 9.1 cm, mientras que la talla promedio en las trampas fue 31.3 ± 4.4 cm (Figura 25 b).

Se encontraron diferencias significativas en las tallas promedio entre meses (ANOVA, $p = 0.000$), y la prueba *a posteriori* de Tukey detectó las diferencias entre septiembre con noviembre ($p = 0.002$), febrero ($p = 0.000$) y mayo ($p = 0.001$), y el mes de noviembre con el resto de los meses ($p < 0.030$).

De manera estacional, la talla promedio disminuyó de junio a noviembre de 27.9 ± 10.03 cm a 19.5 ± 9.86 cm, al igual que las modas que fueron desde 30 cm hasta 10 cm. Para febrero y mayo el valor promedio de tallas fue 28.3 ± 8.67 cm y 27.6 ± 7 cm, respectivamente mientras que la distribución para febrero fue bimodal (10 y 30 cm) y para mayo la talla más frecuente fue de 30 cm.

Las tallas registradas en los censos por buceo fueron desde 4 a 46 cm mientras que las tallas por capturas fueron de 17 a 53 cm, encontrándose para todo el monitoreo un 26.3 % de individuos alrededor de un año de edad, todos ellos registrados mediante buceo ($LT \leq 15$ cm, talla alcanzada después de un año). Estacionalmente, el mes que presentó un porcentaje mayor de juveniles fue noviembre con el 51.4 % y el de menor fue mayo con un 7.5 % de individuos con tallas menores o iguales a 15 cm (Figura 26).

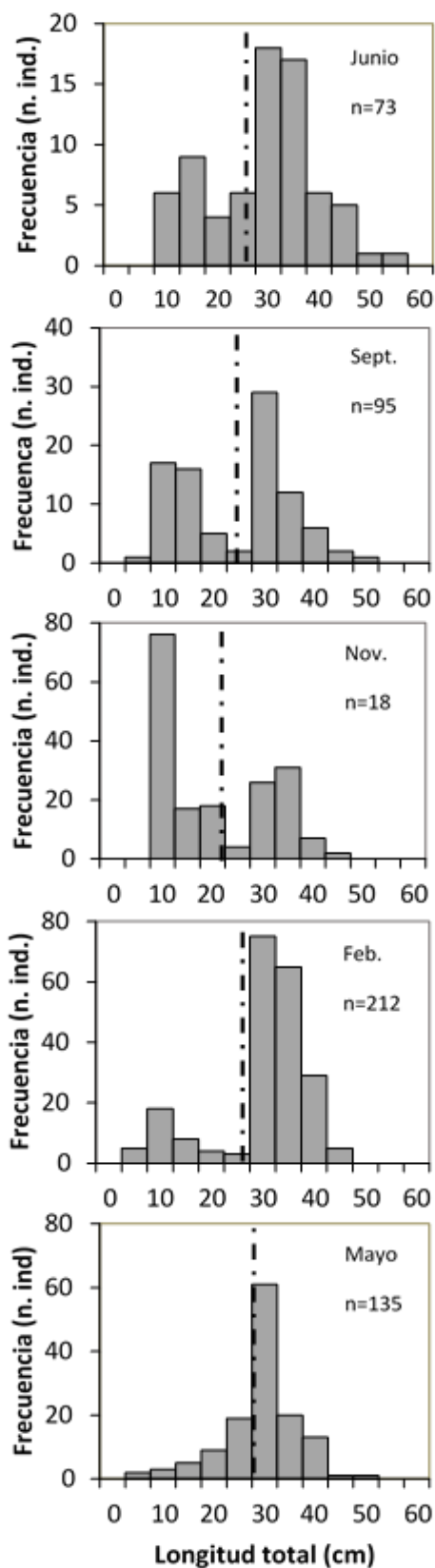


Figura 26. Distribución mensual de frecuencias de longitud total (LT, cm) de *P. nebulifer* (intervalo de clase 5 cm). La línea negra indica la talla promedio para cada mes.

3.1.5.2. *Calamus brachysomus* (mojarra plateada).

En el presente monitoreo se censaron un total de 809 individuos de mojarra plateada donde el intervalo de tallas estuvo entre 9 y 47 cm de longitud total. El promedio de la distribución de tallas (clase de 2 cm) para todo el periodo fue de 25.7 ± 9.63 cm mientras que la talla más frecuente fue de 10 cm (Figura 27 a). Separando por métodos de monitoreo, la longitud total promedio censada por buceo fue de 26.5 ± 10 cm, presentando un valor similar a la talla promedio por capturas (27.5 ± 4.1 cm) (Figura 27 b).

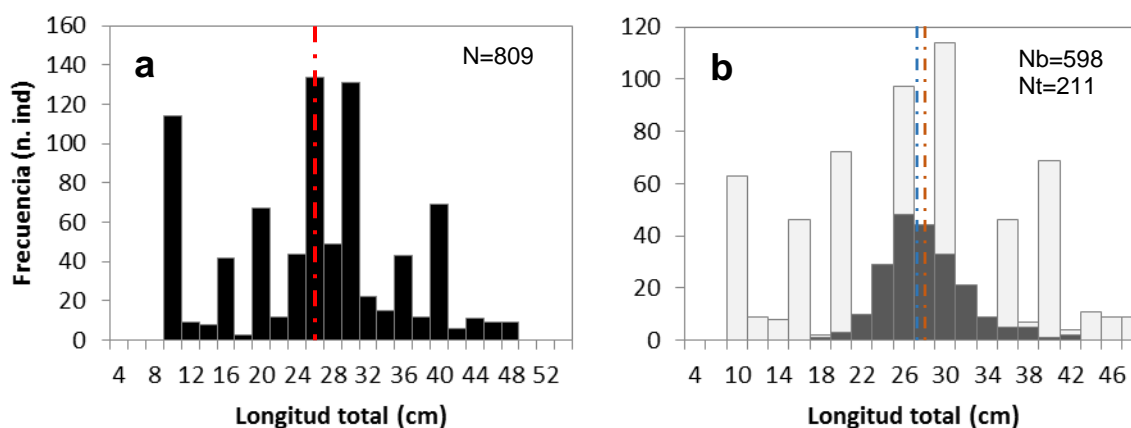


Figura 27. Distribución de frecuencias de longitud total (LT, cm) de *C. brachysomus* (intervalo de clase 2 cm) para el total de peces (a) y para buceo y trampas (b). En figura (a) la línea roja es la talla promedio, y en figura b la línea azul es el promedio de talla para peces por buceo y la roja para los peces capturados con trampas

Se encontraron diferencias significativas de las tallas (ANOVA, $p = 0.000$) entre meses, tales diferencias se encontraron al realizar la prueba a posteriori de Tukey entre junio con el resto de los meses ($p = 0.000$).

Entre los diferentes períodos de monitoreo, la talla promedio se mantuvo muy similar (entre 26.2 ± 6.22 cm y 27.6 ± 7.44 cm) a excepción de junio donde la mayoría de los individuos fueron censados por buceo estando la talla promedio en 10.5 ± 2.10 cm. Se observó un movimiento de la moda de junio (10 cm) a febrero (40 cm) y finalmente para mayo la talla más frecuente estuvo en 25 cm.

Las tallas registradas en los censos por buceo fueron desde 9 a 47 cm, mientras que las tallas por capturas fueron de 18 a 42 cm. En trampas no se capturaron individuos con tallas menores o igual a un

año (16 cm), mientras que en buceo todos los individuos censados fueron juveniles de esa talla excepto en septiembre cuando fueron el 4.5% de los peces (Figura 28).

Todos los individuos censados se encuentran por debajo de la talla máxima registrada para esta especie (LT max = 61 cm, www.fishbase.org).

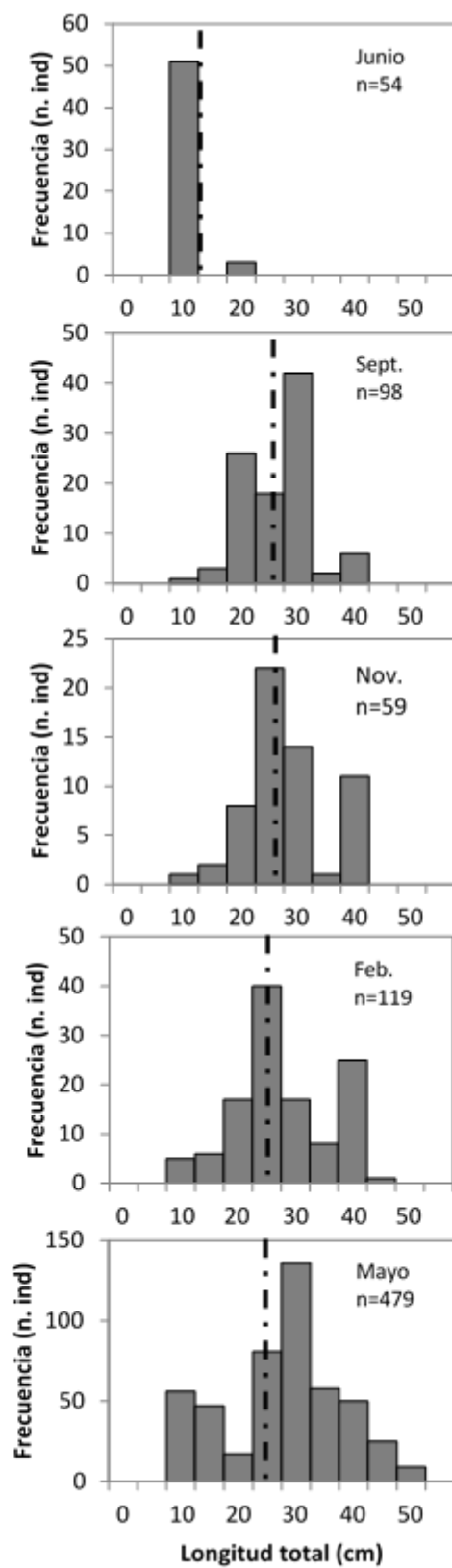


Figura 28. Distribución mensual de frecuencias de longitud total (LT, cm) de *C. brachysomus* (intervalo de clase 5 cm). La línea negra indica la talla promedio para cada mes

3.1.6. Correlación parámetros fisicoquímicos

La prueba de correlación de Spearman fue significativa de forma negativa para la abundancia y biomasa (capturas con trampas y censo por buceo) con la temperatura y la salinidad, y sólo con el oxígeno disuelto no presentó correlación significativa (Tabla 26).

Tabla 26. Valores de la correlación de Spearman (ρ) entre la abundancia (peces/trampa; peces/transecto) y biomasa (g) con respecto a los parámetros fisicoquímicos. En negrita aparecen las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

	Capturas		Buceos	
	Abundancia	Biomasa	Abundancia	Biomasa
Temperatura (°C)	-0.55	-0.47	-0.55	-0.47
Oxígeno disuelto (ml/L)	0.07	0.07	0.07	0.07
Salinidad	-0.48	-0.46	-0.32	-0.34

Capítulo 4

4.1. Discusión

La Laguna Ojo de Liebre, ubicada en el límite norte de Baja California Sur, México, es hipersalina por su alta tasa de evaporación en comparación a la precipitación. Se encuentra conectada con la Bahía Sebastián Vizcaíno por una boca de aproximadamente 4 km, esta laguna se compone de una serie de canales relativamente profundos de hasta 30 m en las zonas cercanas a las islas, y en la zona adyacente se extienden bajos intermareales cubiertos por pastos marinos (Phleger, et al., 1962). La mayor parte de la laguna la conforman zonas de bajos con profundidades de 5 m y menores (Rodríguez Padilla, 2013).

El ambiente de esta laguna está influenciado por la Corriente de California, así como el esfuerzo del viento, la topografía submarina, y fenómenos oceánicos como El Niño/La Niña (Gutiérrez de Velasco et al, 2008), además de escurrimientos de lluvias en las sierras cercanas y que es atrapada en la planicie aluvial comprendida entre la Sierra de San Borjas al noreste y la Sierra Vizcaíno al suroeste (Eberhardt, 1966).

La topografía de la laguna determina la circulación por marea que es el componente más importante (velocidad típica de 1 m/s) y sus velocidades más altas se ubican cerca de la boca y en los canales. El gradiente de densidad entre la boca y la cabecera crea una circulación de dos capas y el viento predominante del noroeste genera una circulación superficial y mezcla vertical, también componentes importantes en la circulación (Gutiérrez de Velasco, 2000). Rodríguez Padilla (2013) divide la laguna en tres zonas por sus características geográficas y batimétricas, el presente trabajo se ubicó en la llamada zona I que es la más influenciada por la boca de la laguna.

Estas características han sido importantes para el presente estudio ya que para su realización dependió del periodo muerto de las mareas bajas; es importante mencionar que durante el tiempo de estudio, la laguna y sus alrededores estuvieron bajo la influencia de El Niño 2015, considerándose un Niño fuerte con anomalías de más de 2°C para la mitad este del Pacífico Tropical del Hemisferio Norte y que continuó hasta el invierno debilitándose al inicio de la primavera del 2016 (www.cpc.ncep.noaa.gov, 2016).

Parámetros físicos

La temperatura durante el periodo de estudio presentó un patrón estacional claro con las temperaturas más altas en verano (27 ± 0.2 °C) tanto las registradas en la estación fija de CICESE en El Chaparrito (zona noroeste de la laguna) como para los valores medidos *in situ*. Por el contrario la temperatura promedio más baja fue en marzo de 2016 (16.4 ± 0.8 °C) y la puntual más baja registrada por la estación fija se presentó en enero con 10 °C, mientras que en los registros de los monitoreos correspondieron al mes de mayo y similar a febrero. El mayor intervalo de temperatura se produjo entre los meses de octubre y noviembre (6 °C).

La estacionalidad de la temperatura coincide con Álvarez-Borrego (1992) quien presenta una variación anual entre 13.5 y 26 °C durante el período 1985-1986; sin embargo, la temperatura promedio más baja que reportó fue de 17 °C en enero; este autor relaciona la batimetría como el factor que afecta a la variación diurna de temperatura, con el valor más alto al bajar la marea debido al calentamiento en la zona de bajos; esto puede estar relacionado en el presente estudio con las temperaturas más altas medidas *in situ* durante los meses fríos en comparación con la estación fija. Se obtuvieron temperaturas muy similares por Acevedo-Cervantes (1997) para la laguna Ojo de Liebre, con la temperatura más alta en septiembre (27 °C) y la menor en enero (17 °C). En un estudio reciente, Rodríguez Padilla (2013) registró 17 °C durante invierno en toda la laguna, con un incremento comenzando en abril aumentando hasta 8 °C alcanzando el valor máximo en agosto y revertiendo el proceso en invierno.

Se ha relacionado la variación de temperatura en el interior de la laguna con eventos de surgencia generados en Isla Cedros y Punta Canoas (Álvarez-Borrego, 1992), lo que disminuye la temperatura en agosto y abril; en el presente estudio se produce un descenso en los promedios de agosto pero de sólo 1°C. En el presente trabajo y reportado también por Rodríguez Padilla (2013) en un estudio de 2008, se encuentra un incremento de temperatura en febrero al contrario que lo registrado por Álvarez-Borrego (1992). Según Gutiérrez de Velasco et al (2008), la zona es favorable a las surgencias el 98% del tiempo, registrándose un mayor índice de surgencias entre abril y mayo y un máximo relativo en septiembre-octubre; este patrón está sujeto a una alta variabilidad ya que la intensidad y la época de entrada de agua fría a la laguna por surgencias varía entre estudios. Para la Laguna Ojo de Liebre, las zonas de surgencias más cercanas se generan en Punta Eugenia y Punta Canoas (Martínez-Fuentes et al. 2016), sin embargo existe una mayor influencia de las surgencias por parte de Punta Baja localizada más al norte, zona donde ocurren las surgencias costeras más intensas del Pacífico de Baja California (Rosales-Casián

2011); la pluma de agua fría generada por ésta surgencia se proyecta hacia el sur a lo largo de la costa y llega a tener una gran influencia hasta Bahía Vizcaíno (Amador-Buenrostro et al., 1995).

Otros cuerpos de agua como Bahía Magdalena (Gutiérrez Sánchez, 1997) y Laguna San Ignacio (Barjau González, 2003) han presentado valores similares incrementando la temperatura en primavera y verano y decreciendo hasta alcanzar el mínimo en invierno. En estos trabajos se han reportado diferencias espaciales de la temperatura entre la boca y la cabecera pero estas variaciones no son mayores de 2 °C, a diferencia de la salinidad que tiene un gradiente espacial más pronunciado. En el presente trabajo no se presentó una amplia variación de temperatura entre sitios, posiblemente porque nuestros puntos de monitoreo estuvieron situados en la sección I reportada por Rodríguez Padilla (2013), y las variaciones espaciales encontradas en los anteriores trabajos refieren una distancia mayor desde la bocana hasta la parte extrema de la cabeza de la laguna. La salinidad se correlacionó significativamente y de manera positiva con la temperatura ($\rho = 0.77$) aunque el valor promedio fue bajo (25.8 ± 0.53) en comparación con otros trabajos realizados en la misma laguna o en lagunas similares como San Ignacio o incluso con la bahía adyacente, posiblemente por la ubicación del presente estudio la zona I donde las salinidades son menores y por el registro de salinidades anómalamente bajas en las proximidades de la zona suroeste de la laguna donde se localiza una zona con infiltraciones de agua dulce. Sin embargo, la tendencia estacional sí coincidió con lo reportado por Acevedo-Cervantes (1997) para Ojo de Liebre con valores más altos en septiembre y menores en enero.

La variación temporal del oxígeno disuelto fue contrastante ya que presentó el mínimo en septiembre 2015, coincidiendo con la mayor temperatura y registrando el máximo en junio 2015 aunque con un valor inusualmente alto (18 ml/L). Al comparar con los valores de otras lagunas cercanas y con la bahía adyacente de Sebastián Vizcaíno no se han registrado valores tan altos, de 3.3 a 9.6 ml/L en superficie para Vizcaíno (Gutiérrez de Velasco et al, 2008), así que posiblemente sea un error de la medición. El promedio del oxígeno disuelto en el presente estudio fue mayor (6.8 ml/L) que el promedio registrado de 3.3 ml/L para la laguna San Ignacio (Barjau González, 2003), esto podría deberse a la diferencia de tamaño y profundidad entre las dos lagunas. Aun eliminando los valores altos de oxígeno disuelto de junio y promediando el valor con la salida de agosto de 2016 el promedio fue de 6.19 ± 1.84 ml/L por lo que sigue siendo una concentración alta.

En el presente estudio, el oxígeno disuelto fue disminuyendo de noviembre a mayo, al igual que la temperatura. Los presentes resultados en Laguna Ojo de Liebre coinciden con el estudio de (Barjau González, 2003), y quienes le atribuye a un mayor tiempo de residencia de las aguas en invierno por lo

que existe una menor renovación del agua de la laguna. Este razonamiento podría relacionarse con lo reportado por Álvarez-Borrego (1992), quien asocia el tiempo de residencia del agua de la laguna con la fuerza de la circulación en la Bahía Vizcaíno y esta es más intensa en los periodos de surgencia que ocurren en agosto-septiembre y abril-mayo, esto podría indicar que en el presente estudio las surgencias ocurrieran a partir de mayo.

Estructura de la ictiofauna

El análisis taxonómico agrupó a las especies encontradas en dos órdenes, 19 familias y 27 especies, de éstas sólo dos especies estuvieron presentes en todos los monitoreos y en ambos métodos, la cabrilla verdillo (*P. nebulifer*) y la mojarra pateada (*C. brachysomus*). Por otro lado, separando por métodos, cuatro especies estuvieron presentes en todo el periodo tanto por capturas (las tres cabrillas y la mojarra plateada) como por buceo (la cabrilla verdillo, la mojarra plateada, la señorita y el botete *S. annulatus*), aunque por buceo hubo otras especies que solo estuvieron ausentes en una de las cinco salidas como la cabrilla pinta (*P. maculatofasciatus*) y la sargacera (*P. clathratus*), el tiburón perro y la raya redonda *U. halleri*. Dado que el presente estudio presenta un monitoreo diferente al combinar dos métodos de muestreo (trampa y buceo) y la zona de estudio se dirige a las posibles zonas destinadas a la colocación de arrecifes artificiales, el número de especies registradas es menor en comparación a otros trabajos, aun así se añaden seis especies nuevas identificadas en nuestros monitoreos (*G. mordax*, *P. clathratus*, *Apogon* sp., *Caranx* sp., *B. polylepis* y *S. lobatus*). Además, tres nuevas especies registradas en la última visita realizada en agosto de 2016 (*Pomacanthus zonipectus*, *Pareques* sp. e *Icelinus* sp.), se añaden a la primera lista sistemática de especies de peces de la laguna Ojo de Liebre publicada por De la Cruz Agüero (1996). Lo anterior fue posible al complementar las identificaciones con el buceo, puesto que los monitoreos de peces anteriores en esta laguna en otros estudios se han realizado mediante artes de pesca.

En esa primera lista ictiofaunística de laguna Ojo de Liebre y Guerrero Negro (De la Cruz Agüero, 1996) se realizaron 39 puntos de recolectas entre las dos lagunas y se capturó un total de 11,864 individuos, pertenecientes a 36 familias y 59 especies. Las familias Sciaenidae y Gobiidae fueron las más representativas; en este estudio se reestablece el límite zoogeográfico establecido para Bahía Magdalena hacia Ojo de Liebre entendiendo como límite áreas faunísticas discontinuas con mezclas de especies templado-frías y templado cálidas, así como ocurrió en el estudio presente donde se

encontraron mezclas de especies con distintas afinidades aunque una mayor afinidad norteña. Acevedo-Cervantes (1997), utilizando varias artes de pesca en toda la laguna, registró 59 especies y 33 familias, de éstas cinco fueron las especies que representaron el 68.8% de la abundancia, (*Mugil cephalus*, *Trachinotus paitensis*, *M. undulatus*, *C. Brachysomus* y *H. francisci*). A pesar del número menor de especies identificadas en el presente trabajo, estos resultados coinciden con lo reportado de que son pocas las especies que contribuyen con la mayor parte de la abundancia respecto al total. Esto podría ser debido a las condiciones extremas que presenta la laguna, ya que *P. nebulifer* se considera marina pero frecuenta los canales más profundos de las lagunas costeras (Allen et al., 2002) como lo son los de la Sección I de Ojo de Liebre, mientras que presencia de *C. brachysomus* podría estar además relacionada con la preferencia de los organismos jóvenes a permanecer en aguas protegidas con fondos mixtos de arena y roca (Thomson et al., 2010), similar a los fondos en los que se encontraron. Esto coincide también con Allen y Horn (1975), quienes señalan que estos ecosistemas de zona templada están dominados en abundancia y biomasa por cinco o menos especies, aunque otras sean encontradas frecuentemente, y estas especies dominantes se encuentran en un bajo nivel trófico, como la cabrilla verdillo y la mojarra plateada.

Otros estudios en sistemas lagunares cercanos usaron distintos artes de pesca, como en la laguna San Ignacio que recolectaron los peces con redes de arrastre y que identificaron 2 clases, 7 ordenes, 21 familias, 35 géneros y 44 especies, 8 de ellas presentes durante todo el año (Barjau González, 2003). Laguna San Ignacio y Ojo de Liebre son las más similares de las cinco lagunas de Baja California Sur, por su geomorfología (profundidades de 9 m y pocas zonas rocosas) y por su alto número de especies de afinidad templada (Yáñez-Arancibia, 1975).

Más al sur, en Bahía Magdalena, De la Cruz Agüero et al. (1993) publicaron el primer listado sistemático de un estudio de seis años en 20 puntos y con tres artes de pesca, registrando 161 especies pertenecientes a 120 géneros y 61 familias, de las cuales 20 corresponden a elasmobranquios y 141 a peces óseos.

Respecto a otras lagunas más al norte, Rosales-Casián (1997b) utilizó cinco artes de captura (red de prueba camaronesa, red trineo, chinchorro playero, red agallera y anzuelo) en Bahía de San Quintín, quien recolectó un número de 10,079 peces de 64 especies. Además en éste mismo estudio se incluyó al Estero de Punta Banda donde se recolectaron 4,634 individuos pertenecientes a 45 especies de peces.

En el presente estudio se utilizaron dos artes de monitoreo, donde el censo por buceo, cada vez más utilizado para el monitoreo de peces por ser un método no invasivo, fue totalmente nuevo para la laguna y en una zona específica durante cuatro salidas por lo que la diferencia en métodos, épocas e intensidad de muestreo hace difícil la comparación de los estudios referentes a lagunas costeras de la zona, aun así se presenta la tendencia de disminuir la riqueza específica en los sitios conforme aumenta la latitud (Yáñez-Arancibia, 1975; Barjau González, 2003).

Abundancia y biomasa

La abundancia de peces y la biomasa en el presente estudio siguieron un patrón similar así como una marcada estacionalidad, sin embargo la estacionalidad fue más clara en las capturas con trampas que en los censos por buceo. Las mayores abundancias se presentaron en primavera (mayo) de 2016 y las menores en verano (septiembre) de 2015 en ambos métodos. En las capturas, las siguientes estaciones con mayor abundancia y biomasa fueron invierno de 2016 (febrero) y primavera de 2015 (junio), mientras que en buceo excepto primavera de 2016 (mayo), el resto de los meses presentaron abundancias y biomasa similares, debido a que en febrero la captura con trampas en el sitio La Concha fue abundante, sitio no destinado a buceo.

Acevedo-Cervantes (1997), para la laguna Ojo de Liebre reporta una estacionalidad en la abundancia y biomasa en las capturas con red agallera y de arrastre, registrando una menor abundancia y biomasa en julio y dos máximos en mayo en abundancia y septiembre en biomasa. En laguna San Ignacio, Barjau González (2003) encontró un patrón bien definido en la abundancia y biomasa de las capturas con el tiempo utilizando la red de arrastre, con las mayores en otoño y menores en primavera. Para esta misma laguna, Emelio et al. (2014) analizaron la ictiofauna durante un año afectado por El Niño y La Niña, y consideran primavera y otoño como estaciones de transición entre verano e invierno. Ambos trabajos relacionan que la abundancia y biomasa estacional estuvieron influenciadas por la temperatura y salinidad. En el presente estudio durante las temperaturas más altas registradas en septiembre 2015 se tradujeron en menores recolectas de peces y por tanto de biomasa, esto podría indicar que las altas temperaturas en la laguna que llegan a ser hasta 5 °C mayores que en la bahía adyacente (Ortiz, 2016) no son óptimas para las especies de afinidad templada y las obliga a moverse fuera de la laguna. Por otro lado, entre marzo y mayo el gradiente de temperatura es más débil, lo que provee una cierta estabilidad al sistema (Gutiérrez de Velasco et al., 2008) permitiendo la permanencia de los individuos en el interior de la laguna.

Rosales-Casián (1997) también registró un movimiento relacionado con la temperatura del agua en Bahía de San Quintín; cuando las temperaturas descendieron fuera de la bahía a causa de las surgencias, la abundancia y biomasa aumentaron hacia el interior de la laguna donde se encuentran zonas más cálidas. Éstos resultados indican lo reportado por Amezcua (2014) para una laguna costera del golfo de California, donde concluye que la laguna es usada por una gran variedad de especies de peces pero el uso de cada especie difiere a lo largo del año dependiendo de las condiciones.

De acuerdo a los estudios anteriores, la estacionalidad de la abundancia y biomasa difieren entre estudios ya que están influenciados por las artes de recolecta utilizadas que son selectivas con las especies, el esfuerzo de muestreo, localidad dentro del cuerpo de agua y temperatura. Las condiciones climáticas del periodo de cada estudio también son factores determinantes de la composición de la ictiofauna de cada zona al estar bajo la influencia de surgencias o de fenómenos a mayor escala como El Niño y La Niña (Yáñez-Arancibia, 1975; Yáñez-Arancibia et al., 1977).

Índices de dominancia y diversidad

De acuerdo al índice de importancia de la comunidad (*ICI*: abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia) y al combinar los dos métodos de monitoreo, la cabrilla verdillo y la mojarra plateada fueron las especies más importantes en este estudio. Por separado, la especie dominante en la captura con trampas fue la cabrilla verdillo, y esta cabrilla junto con la mojarra plateada fueron las más importantes en los buceos.

Esto podría estar relacionado con la selectividad de las trampas utilizadas, ya que las diferencias en el comportamiento y la morfología de los peces (mojarra plateada comprimida lateralmente y cabrilla verdillo sección transversal más redondeada) conllevan a una variabilidad substancial en las capturas entre especies, así como entre clases de edad y sexo entre la misma especie. Esto porque las capturas de animales con artes pasivos como las trampas es función de los movimientos del animal y de la forma de su cuerpo (Hubert et al., 2012).

Las especies más importantes por el ICI como por el Índice de Importancia Relativa (IRI) que incorpora la biomasa, fueron las mismas, concordando con los trabajos mencionados en lagunas costeras que se caracterizan por tener pocas especies dominantes. Esto también se refleja en el índice de diversidad de Shannon que en general se considera bajo ($H' = 0.44 - 0.76$), (Martella et al., 2012).

Al comparar el índice de Shannon obtenido en el presente estudio con otros estudios como el de Acevedo-Cervantes (1997), ($H' = 1.02 - 1.54$) y Barjau González (2003), ($H' = 2.19 - 2.83$), estos obtuvieron valores ligeramente mayores. Esto posiblemente por el enfoque de este estudio hacia los canales cercanos a la bocana los cuales tienen una fauna asociada a ese tipo de fondo por las características que presenta, ya que los anteriores estudios también tuvieron en cuenta las zonas de pastos y sitios alejados de la bocana lo que incrementa el número de especies y sus abundancias.

Por ello, es importante considerar además las características del sustrato y la ictiofauna en las diferentes localidades, donde las mayores riquezas se encontraron en los fondos rocosos con mayor disponibilidad de refugios y mayor riqueza de invertebrados (Sarur-Zanata et al., 1984), así como ocurrió en los sitios de El Borbollón y El Conchalito, y por el contrario, localidades con mayor sustrato cubierto por arenas presentaron una riqueza específica menor.

Tallas especies dominantes

La elección de la cabrilla verdillo para el análisis de tallas, se realizó porque es una de las dos especies dominantes encontradas en los fondos destinados a la colocación de arrecifes artificiales y es una especie económicamente importante sobre todo en la pesca deportiva en el sur de California (Allen et al., 2012). Este serránido se encuentra desde Santa Cruz, California hasta el sur de Todos Santos, B.C.S. (Miller y Lea, 1972). En general, todos los individuos de esta cabrilla censados por buceo o capturados en el presente estudio se encuentran por debajo de los 67 cm de LT, talla máxima registrada para esta especie. El 69 % midieron menos de la talla mínima (30.5 cm) de captura establecida para California, EUA (www.csun.edu, 2016), en gran parte fueron individuos censados por buceo, por lo que la estructura de la trampa está dirigida hacia individuos mayores a la talla mínima legal.

La mojarra plateada como especie dominante en Laguna Ojo de Liebre posee distribución subtropical desde el sur de California hasta Perú, aunque no se ha registrado en el norte de Baja California: Bahía de Todos Santos (Rosales Casián, 1997a), Estero de Punta Banda (Rosales Casián, 1997b), Bahía de San Quintín y su costa adyacente (Rosales Casián, 2004), ni en Bahía El Rosario (Rosales-Casián, 2011). Todos los individuos capturados o censados por buceo presentaron una menor talla a la máxima registrada para esta especie (61 cm LT), y la mayoría de los individuos midieron por debajo de 41 cm que son las típicas en que suelen encontrarse (Eschmeyer, 1983). Respecto a las tallas de la mojarra plateada y un estudio de edad (Bianchi, 1995), las trampas no capturaron individuos con tallas menores o igual a un año (16 cm LT), mientras que en buceo todos los individuos censados fueron juveniles de esa talla. Esto

refleja la selectividad de las trampas hacia peces de mayor tamaño, y concordando que los juveniles de esta especie ocurren en aguas someras de bahías con fondos arenosos y mezclados con sustrato rocoso (Bianchi, 1995).

El análisis de tallas en el presente estudio indicó que ambos métodos de muestreo se complementan, ya que las trampas subestiman el número de juveniles pero permiten recolectar individuos de tallas mayores que en general en el censo por buceo no se observan (Yulianto, et al., 2015). Por otro lado, el censo por buceo es un método más eficiente y no destructivo para estimar la abundancia y la biomasa de comunidades de peces (Brock, 1954; Yulianto et al., 2015).

Una de las características más importantes de las áreas protegidas como las lagunas costeras es que actúan como zona de vivero para muchas especies juveniles en las costas de Baja California y del Sur de California (Allen, 1988; Allen y Herbinson, 1990; Allen y Herbinson, 1991; Krammer, 1991; Rosales-Casián, 1997).

En el presente estudio, el hecho de que la distribución de abundancias y la biomasa respecto al tiempo se comporten de manera similar, posiblemente indica que no fue claro algún evento de reclutamiento. Sin embargo, al analizar la estructura de tallas se observa que la laguna es una zona principalmente de juveniles, como se ha observado en otras lagunas costeras, confirmando lo reportado concretamente para el Pacífico de Baja California (Rosales-Casián, 1997a). Estos sistemas se consideran aún con bajo impacto, por lo que tienen gran potencial como zonas de alimentación, reproducción y refugio para especies de importancia ecológica y comercial.

Consecuencia AR

Los arrecifes artificiales ofrecen una oportunidad potencial de mejorar el hábitat, incrementando los recursos y las comunidades de organismos (Bohnsack et al., 1991). Sin embargo, existe el debate si los arrecifes artificiales producen biomasa nueva de peces o por el contrario, simplemente los atraen y agregan de las zonas circundantes ('efecto llamada') sin incrementar la biomasa total (Bohnsack, 1989; Bohnsack y Sutherland, 1985; Munro y Williams, 1985; Solonsky, 1985; Bohnsack, 1987; National Academy Press, 1988). La atracción versus producción no son mutuamente excluyentes, los peces son atraídos en un plazo corto incluyendo los de mayor tamaño, y la producción de otros organismos puede verse mejorada por los arrecifes artificiales (Bohnsack, 1989).

Según Gökçe (2015), quien analizó la comunidad de peces antes y después de la colocación del arrecife artificial, encontró un aumento en el número de peces (70 %) y un ligero descenso en la riqueza específica, lo cual es común después de la colocación de arrecifes artificiales (Relini y Relini, 1989; Relini et al., 1994, 2007; Lök y Gül, 2005). En el estudio de Gökçe (2015) se incrementó la abundancia y riqueza de los Espáridos (familia de la mojarra plateada), mientras que para los Serránidos, a pesar de capturar un número ligeramente menor, según capturas por palangre de los pescadores, se capturó una importante cantidad de individuos de Serránidos en los sitios de arrecifes y sus alrededores. Por tanto, podría esperarse este resultado para la Laguna Ojo de Liebre, aunque existen factores que podrían afectar al resultado después del asentamiento de arrecifes artificiales, como el lugar elegido para la colocación, la forma y material de las estructuras así como el comportamiento de las especies de peces.

Con este trabajo se determinó que la Laguna Ojo de Liebre es una zona importante como refugio para peces en mayor parte juveniles de importancia comercial y que además su abundancia está correlacionada con la temperatura y salinidad. Además se obtuvo un registro de la comunidad íctica actual previo a la colocación de nuevas estructuras artificiales con lo que ayudaría a comprender el mejoramiento del hábitat con éstas estructuras a corto y largo plazo; un estudio de seguimiento para este caso en Ojo de Liebre serviría como referencia para la comparación con el presente estudio y con estudios similares el cual aportaría información para resolver el debate existente si estas estructuras funcionan para la agregación de peces y/o para su producción.

Capítulo 5

5.1. Conclusiones

- Las lagunas costeras por lo general presentan baja diversidad de peces debido a la inestabilidad y a las condiciones extremas que presentan, pero son sistemas muy importantes como zona de crianza, refugio y alimentación.
- El listado sistemático de la laguna en los sitios para la colocación de arrecifes artificiales estuvo representado por dos órdenes, 19 familias y 27 especies, de las cuales 23 especies fueron identificadas mediante buceo, 13 capturadas por las trampas y nueve especies fueron comunes entre ambos métodos; un número de 21 especies fueron peces teleósteos y seis fueron elasmobranquios.
- De las 27 especies registradas, las especies más importantes fueron la cabrilla verdillo *P. nebulifer* y la mojarra pateada *C. brachysomus*, las cuales estuvieron presentes tanto por capturas como por buceo.
- La abundancia y la biomasa se relacionó significativamente de forma negativa con la temperatura y salinidad de la laguna no siendo así para el oxígeno disuelto.
- El análisis de tallas de las especies más abundantes en estos fondos muestra que la mayor parte de los individuos son juveniles o están bajo la talla mínima de captura.
- El censo visual por buceo en conjunto con las capturas por trampas permite un análisis más completo de la ictiofauna presente, ya que se toman en cuenta los individuos de menor tamaño y/o crípticos, además de obtener las tallas y biomásas de las especies de mayor tamaño.
- El conocimiento presente de la comunidad de peces en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. previo a la colocación de arrecifes artificiales permitirá una mayor comprensión del efecto de estas estructuras en la ictiofauna actual de la laguna.

Literatura citada

- Acevedo-Cervantes, A. 1997. Caracterización ecológica de la comunidad íctica de la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN.108 pp.
- Allen, L. G. 1988. Recruitment, distribution, and feeding habits of young-of-the-year California halibut (*Paralichthys californicus*) in the vicinity of Alamitos Bay–Long Beach Harbor, California, 1983–1985. *Bull. South. Calif. Acad. Sci*, 87, 19-30.
- Allen, L. G. and Block, H. E. 2012. Planktonic larval duration, settlement, and growth rates of the young-of-the-year of two sand basses (*Paralabrax nebulifer* and *P. maculatofasciatus*: fam. Serranidae) from Southern California. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 111(1), 15-21.
- Allen, L. G., Findlay, A. M. y Phalen, C. M. 2002. Structure and standing stock of the fish assemblages of San Diego Bay, California from 1994 to 1999. *Bulletin-Southern California Academy of Sciences*, 101(2), 49-85.
- Allen, L. G., and H. E., Block. 2012. Planktonic larval duration, settlement, and growth rates of the young-of-the-year of two sand basses (*Paralabrax nebulifer* and *P. maculatofasciatus*: fam. Serranidae) from Southern California. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 111(1), 15-21.
- Allen, L.G. and Horn M.H. 1975. Abundance, diversity and seasonality of fishes in Colorado Lagoon, Alamitos Bay, California. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 3:371–380.
- Allen, M. J. and Herbinson, K. T. 1990. Settlement of Juvenile California Halibut, *Paralichthys-Californicus*, along the coasts of Los-Angeles, Orange and San-Diego Counties in 1989. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 31, 84-96.
- Allen, M. J. and Herbinson, K. T. 1991. Beam-Trawl survey of bay and nearshore fishes of the soft-bottom habitat of southern California in 1989.*REP. CCOFI*, 32, 112-127.
- Alvarado, B. J., J. Galindo, G.M. Iwadane, K. R. Migoya y M. Vázquez. 1986. Evaluación de los parámetros ambientales y su relación con la distribución y movimientos de la Ballena Gris *Eschrichtius robustus* Lacepede 1804 en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., México. *Ciencia Pesquera IPN*, (5):33-49.
- Álvarez Borrego, S. y Granados Guzmán, A. 1992. Variación espacio-temporal de temperaturas en un hábitat de invierno de la ballena gris: Laguna Ojo de Liebre. *Ciencias Marinas*, 18(1), 151-165. (ID: 474).
- Amador-Buenrostro, A. M., M. A. Argote-Espinoza, M. Mancilla-Peraza, y M. Figueroa-Rodríguez. 1995. Short term variations of the anticyclonic circulation in Bahía Sebastián Vizcaino, B.C. *Cienc. Mar.* 21(2):201-223.
- Amezcuca, F. y Amezcua-Linares, F. (2014). Seasonal changes of fish assemblages in a subtropical lagoon in the SE Gulf of California. *The Scientific World Journal*, 2014.

- Arellano-Martínez, M., Ceballos-Vázquez, B. P., Villalejo-Fuerte, M., García-Domínguez, F., Elorduy-Garay, J. F., Esliman-Salgado, A., and Racotta, I. S. 2004. Reproduction of the lion's paw scallop *Nodipecten subnodosus* Sowerby, 1835 (Bivalvia: Pectinidae) from Laguna Ojo de Liebre, BCS, México. *Journal of Shellfish Research*, 23(3):723-730.
- Barjau González, E. 2003. Estructura de la ictiofauna asociada a fondos blandos en laguna San Ignacio, Baja California Sur, México (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).
- Barkoukis, A. M. 2006. A temporal and spatial analysis of fish trap catches within Gray's Reef National Marine Sanctuary, 1993-2005 (Doctoral dissertation, College of Charleston).
- Barnes, R. S. K. 1980. *Coastal lagoons*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Bianchi, G. 1995. Sparidae. Plumas. p. 1616-1617. In W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V. Niem (eds.) Guía FAO para la identificación de especies para fines de pesca. Pacífico Centro-Oriental. 3 Vols. FAO, Rome.
- Bocanegra Castillo, N. 1998. Interacciones tróficas de la ictiofauna más abundante en Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Bocanegra Castillo, N., L. A. Abitia-Cárdenas y Magaña, F. G. 2000. Espectro alimentario de la berrugata californiana *Menticirrhus undulatus* de laguna ojo de liebre, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 26(4):659-675.
- Bohnsack, J. A. 1987. The rediscovery of the free lunch and spontaneous generation: is artificial reef construction out of control. *American Institute of Fisheries Research Biologists*, 2-3.
- Bohnsack, J. A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bulletin of Marine Science*, 44(2), 631-645.
- Bohnsack, J. A. 1991. Habitat structure and the design of artificial reefs. In *Habitat Structure* (pp. 412-426). Springer Netherlands.
- Bohnsack, J. A. and Sutherland, D. L. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of marine science*, 37(1), 11-39.
- Bombace, G. 1989. Artificial reefs in the Mediterranean Sea. *Bulletin of Marine Science*, 44: 1023-1032.
- Brock, V. E. 1954: A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *J. Wild. Manage.* 18, 297-317.
- Colombo, G. 1977. Lagoons. Pp. 63-81, In: R. S. K. Barnes (ed.), *The coastline*. London: John Wiley and Sons.
- Contreras Espinosa, F. y Espinosa, F. C. (1993). *Ecosistemas costeros mexicanos* (No. 574.5263 C6).

- Contreras, F. 1985. *Las lagunas costeras mexicanas* (No. 551.48 C6).
- NOAA, 2016. Climate Prediction Center. El Niño Southern Oscillation Diagnostic Discussion Archive. [online] Available at: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/expert_assessment/ENSO_DD_archive.shtml [Accessed 22 Sep. 2016].
- Csun.edu, 2016. *Target Species Profiles - Nearshore Marine Fish Research Program at CSUN*. [online] Available at: <http://www.csun.edu/~nmfrp/barredsandbass.html> [Accessed 24 Sep. 2016].
- Danemann, G. D., y de la Cruz Agüero, J. 1993. Ictiofauna de Laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 19(3), 333-341.
- De La Cruz Agüero, J. D., V. M. C. Gómez, y M. A. Martínez. 1996. Lista sistemática de los peces marinos de las lagunas ojo de liebre y Guerrero negro, BCS y BC, México. *Ciencias Marinas*, 22(1):111-128.
- De La Cruz Agüero, J., Cota Gómez, V. M., y Arellano Martínez, M. 1996. Lista sistemática de los peces marinos de las lagunas ojo de liebre y Guerrero Negro, BCS y BC, México. *Ciencias Marinas*, 22(1).
- Deegan, L. 1993. Nutrient and energy transport between estuaries and coastal marine ecosystem by fish migration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:74-79.
- Eberhardt, R. L. 1966. Coastal geographical features of Laguna Guerrero Negro. *Sailing Directions for the west coast of Mexico*. 29-35
- Elliot, M. 2002. An overview of the status, study and management of fishes in estuaries. In: *Fishes in estuaries*, M. Elliot and K. Hemingway (eds.). Blackwell Science, Oxford, pp. 555–575.
- Emelio BG, Galván-Magaña F, Abitia-Cárdenas LA, Moreno-Sanchez XG, Rodríguez-Romero J (2014) Zoogeographic Analysis of the Fish Fauna Associated with Soft Bottoms during El Niño - La Niña (98-99) In San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *J Biodivers Biopros Dev* 1: 123. doi:10.4172/ijbbd.1000123
- Eschmeyer, W.N., E.S. Herald and H. Hamman, 1983. *A field guide to Pacific coast fishes of North America*. Houghton Mifflin Company, Boston, U.S.A. 336 p.
- Eschmeyer, W. N., Herald, E. S., and Hamman, H. 1983. *Pacific coast fishes. Pacific coast fishes*.
- Freiwald, J., C. Wisniewski, M. Wehrenberg, C. Shulman and C. Dawson. 2013. *Reef check California instruction manual: a guide to rocky reef monitoring*. Reef Check Foundation, Publisher location is Pacific Palisades, CA, USA.
- Fuentes, R. 1983. Estudios poblacionales y de mortalidad incidental de ballena gris (*Eschrichfius robustus*) en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., México. *Reporte de Servicio Social. SEPESCA*, 25 PP.

- Gökçe, G. 2015. Design, deployment and fish assemblages of artificial reefs in Iskenderun Bay, Turkey: initial experiences. *Journal of Applied Ichthyology*, 31(S3), 35-40.
- Gonenc, I. E. and J. P. Wolflin (eds.). 2004. Coastal lagoons: Ecosystem processes and modeling for sustainable use and development. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Gutiérrez de Velasco, G. 2000. Análisis de la circulación y las condiciones físicas de la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. con relación a la mortandad de Tortugas Marinas durante Diciembre de 1997. Informe final para la Compañía Exportadora de Sal, ESSA. México. 44 pp.
- Gutiérrez de Velasco, G., Herrera Cervantes, H., Trasvina Castro, A., Cosío López, M. A. y Torres Chávez, H. 2008. Oceanografía de la Región Pacífico Norte del Estado de Baja California Sur. Unidad de la Paz, CICESE. 54 pp.
- Gutiérrez-Sánchez F.J., 1997. Ecología de peces de fondos blandos del complejo lagunar Bahía Magdalena B.C.S. México. Tesis de Maestría, CICIMAR. 96 pp.
- Haedrich, R.L., and C. A.S. Hall. 1976. Fishes and estuaries. *Oceanus* 19:55–63.
- Hernández Cruz, G. 2013. Análisis de la captura diurna y nocturna y estado de la población de tortuga prieta (*Chelonia mydas*) en Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur: 2009-2012. Tesis de Maestría.
- Hernández-Olalde, L. N., García-Domínguez, F. I., Arellano-Martínez, M. A. and B. A. P. Ceballos-Vázquez. 2007. Reproductive cycle of the pearl oyster *Pteria sterna* (Pteriidae) in the Ojo de Liebre lagoon, BCS, México. *Journal of Shellfish Research*, 26(2), 543-548.
- Horn, M. H., Allen, L. G. and Pondella, D. J. 2006. *Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. University of California Press.
- Hubert, W. A., K. L. Pope, and J. M. Dettmers. 2012. Passive capture techniques. Pages 223-265 in A. V. Zale, D. L. Parrish, and T. M. Sutton, editors. *Fisheries techniques*, 3rd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Humann, P. and N. Deloach, eds. 2004. Reef fish identification: Baja to Panama. New World Publications. Jacksonville FLA, 343 p.
- INEGI. 2010. Estadísticas Interactivas de Baja California Sur. Disponible Internet: <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/bcs/territorio/default.aspx?tema=meye=03> (Consultado el 11 de Agosto de 2015).
- Ivanova, A., M. A. Villa, y R. Kachok. 2012. Vulnerabilidad y resiliencia al cambio climático en comunidades pesqueras en Mulegé, México. *Líder: revista labor interdisciplinaria de desarrollo regional*, 21:143-165.

- Kapetsky, J.M. 1984 Coastal lagoon fishery yields around the world: Some perspectives on fishery yields, and other comparative fishery characteristics. In: Management of Coastal Lagoon Fisheries. (edited by J.M. Kapetsky y G. Lasserre), Stud. Rev.GFCM
- Kennish, M. J. and Paerl, H. W. (Eds.) 2010. *Coastal lagoons: critical habitats of environmental change*. CRC Press.
- Kjerfve, B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. Pp. 63–81, In: D. A. Wolfe (ed.), *Estuarine variability*. New York: Academic Press.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal lagoons. Elsevier oceanography series, 60:1-8.
- Kramer, S. H. 1991. The shallow-water flatfishes of San Diego County. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 32, 128-142.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification. *Estuarine processes*, 2, 182-215.
- León, L.J.L., Cancino, J. y Arriaga, L. 1991. Asociaciones fisonómico-florísticas y flora. En: A. Ortega y L. Arriaga (eds.), La Reserva de la Biósfera El Vizcaíno en la Península de Baja California, pp. 145-176.
- Lindberg, W. y Relini, G. 2000: Integrating evaluation into reef project planning. In: Artificial Reef Evaluation with Application to Natural Marine Habitats. W. Seaman (Ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 195–235.
- Lök, A. and Gül, B. 2005: Evaluation of fish fauna associated with experimental artificial reefs in Hekim Island in Izmir Bay (Aegean Sea, Turkey). E.U. Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 22, 109–114. (In Turkish). ;
- Love, M.S., J.S. Stephens, P.A. Morris, M.M. Singer, M. Sandhu and T.C. Sciarrotta. 1986. Inshore soft substrata fishes in the Southern California Bight: An Overview. CalCOFI Rep. 27:84-106.
- Marinone, S. G. 1982. Transporte litoral sobre las barras de Guerrero Negro y Ojo de Liebre. *Ciencias Marinas*, 8(1):20-29.
- Martella, M., E. Trumper, L. M. Bellis, D. Renison, P. Giordano, G. Bazzano y R. Gleisser. 2012. Manual de ecología. Evaluación de la biodiversidad. Reduca (Biología) Ser. Ecol. 5(1): 71-115.
- Martínez, J. 1985. Estudios sobre la edad y crecimiento de la Palma *Calamus brachysomus* (Lockington),(Pisces: Sparidae) en aguas ecuatorianas.
- Martínez-Fuentes, L. M., Gaxiola-Castro, G., Gómez-Ocampo, E. and Kahru, M. 2016. Effects of interannual events (1997–2012) on the hydrography and phytoplankton biomass of Sebastián Vizcaíno Bay. Efectos de eventos interanuales (1997–2012) sobre la variabilidad hidrográfica y biomasa del fitoplancton en bahía Sebastián Vizcaíno. *Ciencias Marinas*, 42(2), 81-97.

- McHugh, J. L. 1967. Estuarine nekton. In: Estuaries. G. H. Lauff (ed.). Vol. 83. Am. Assoc. Adv. Sci., Spec. Publ., Washington, DC pp. 581–619.
- Miller, D.J. and R.N. Lea. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull. 157, 235 p
- Munro, J. J., Williams, D. D. 1985. Assessment and management of coral reef fisheries: biological, environmental and socio-economic aspects. In *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress, Tahiti, 27 May-1 June 1985-pages: 4: 544-580*.
- National Academy, 1988. Artificial reefs y fish aggregating devices. Pages 85-114 in Fisheries technologies for developing countries. Report of an Ad Hoc Panel of the Board on Science y Technology for International Development, Office of International Affairs, National Research Council, National Academic Press, Washington, D.C.
- Nishida, K., Murakami, C., Yonezaki, S., Miyamoto, M., Okuda, T. and Kiyota, M. 2016. Prey use by three deep-sea fishes in the Emperor Seamount waters, North Pacific Ocean, as revealed by stomach contents y stable isotope analyses. *Environmental Biology of Fishes*, 99(4), 335-349.
- Ortiz Figueroa, M., 2016. Análisis de temperatura sub-superficial del mar en Laguna Ojo de Liebre e Isla de Cedros. Reporte interno, Laboratorio de Nivel del Mar. Departamento de Oceanografía Física, CICESE.
- Pérez-España, H., F. Galván-Magaña, and L. A. Abitia-Cárdenas. 1998. Growth, consumption, and productivity of the California killifish in Ojo de Liebre Lagoon, Mexico. *Journal of Fish Biology*, 52(5):1068-1077.
- Phleger, F. B. 1969. Some general features of coastal lagoons. pp. 5-26. In: *Lagunas Costeras, un Simposio*. (A. Ayala-Castañares, ed.). Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Phleger, F. B. 1981. A review of some general features of coastal lagoons. In: *Coastal lagoon research, past, present, and future*. UNESCO Technical Papers in Marine Science 33: 7–14.
- Phleger, F. B., and G. C. Ewing. 1962. Sedimentology and oceanography of coastal lagoons in Baja California, Mexico. *Geological Society of America Bulletin*, 73(2):145-182.
- Polovina, J. J. 1994. Function of artificial reefs. *Bulletin of Marine Science*, 55: 13–49
- Quiñones Arreola, M. F. 2003. Comparación del patrón reproductivo del *Megapitaria squialida* (Sowerby, 1835) en la laguna ojo de liebre, océano pacífico y en bahía Juncalito, Golfo de California, BCS, México. Tesis Doctoral, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Ray, G. C. 2005. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:18-32.

- Relini, G. and Relini, L. O. 1989: Artificial reef in the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean): aims and results. *Bull. Mar. Sci.* 44, 743–751.
- Relini, M., Torchia, G. and Relini, G. 1994: Seasonal-variation of fish assemblages in the Loano artificial reef (Ligurian Sea Northwestern Mediterranean). *Bull. Mar. Sci.* 55, 401–417.
- Rodríguez Padilla, I. (2013). Análisis estadístico de la distribución espacial y temporal (2008-2010) de la temperatura y salinidad en la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México. Universidad de Guadalajara.
- Rosales Casián, J. A. 1997a. 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.
- Rosales-Casián, J. A. 1997b. Inshore soft-bottom fishes of two coastal lagoons from the Northern Pacific coast of Baja California. *CalCOFI Rep.* 38:180–192.
- Rosales-Casián, J. A. 2004. Composition, importance and movement of fishes from San Quintín Bay, Baja California, México. *Cienc. Mar.*, 30:119-132.
- Rosales-Casian, J. A. 2011. The fish assemblages from the nearshore area of Punta Baja, BC, México, the southern limit of the Southern California bight. *CalCOFI Reports*, 52, 168-181.
- Salinas-Zavala, C., Coria, R. y Diaz, E. (1991). Climatología y meteorología. *La Reserva de la Biosfera El Vizcaíno en la Península de Baja California. Publicación*, 4, 231-46.
- Sarur-Zanata, J.C., R. Millán N., C.A. Gutiérrez S. and C.A. Small M. 1984. Variation and similarity in three zones with different type of substrate in Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., Mexico. *Ciencias Marinas*. 10 (2): 175-179. México.
- Siegel, S. 1986. Estadística no paramétrica. Editorial Trillas, México.
- Solonsky, A. C. 1985. Fish colonization and the effect of fishing activities on two artificial reefs in Monterey Bay, California. *Bulletin of Marine Science*, 37(1), 336-347.
- Stephens, J.S. and K.E. Zerba. 1981. Factors affecting fish diversity on a temperate reef. *Env. Biol. Fish.* 6:111-121.
- Thomson, D. A., Findley, L. T. and Kerstitch, A. N. 2010. Reef fishes of the Sea of Cortez: The rocky-shore fishes of the Gulf of California (Vol. 44). University of Texas Press.
- Yáñez-Arancibia, A. 1975. Sobre los estudios de peces en las lagunas costeras. *An. Inst. Cienc. Del mar y Limnol. UNAM. México.* 2:(1):23-50 p.
- Yáñez-Arancibia, A. Domínguez, A. L. L. and Pauly, D. 1994. Coastal lagoons as fish habitats. *Elsevier Oceanography Series*, 60, 363-376.

- Yáñez-Arancibia, A. y Nugent, R. S. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. In *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología* (Vol. 4, pp. 107-144).
- Yulianto, I., Hammer, C., Wiryawan, B., Pardede, S. T., Kartawijaya, T. and Palm, H. W. 2015. Improvement of fish length estimates for underwater visual census of reef fish biomass. *Journal of Applied Ichthyology*, 31(2), 308-314.
- Zamora Salvador, J. E. 2016. Transporte de sedimentos y evolución morfológica de la barra de laguna ojo Ojo de Liebre, B.C.S. Universidad de Guadalajara, Jalisco.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical Analysis* (Second Edition). Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ. pp. 718.