

Relación del hábitat con la estructura de la comunidad de peces del sistema arrecifal coralino de Akumal, Caribe mexicano

Relationship between habitat and fish community structure in the Akumal coral reef system, Mexican Caribbean

Silvia Díaz-Ruiz¹✉, Arturo Aguirre-León², Mariela Gazca-Castro¹, María del Rocío Torres-Alvarado³

Recibido: 18 de septiembre de 2025.

Aceptado: 16 de diciembre de 2025.

Publicado: abril de 2026.

RESUMEN

Antecedentes. El sistema coralino de Akumal en Quintana Roo tiene relevancia científica, social y económica. Incluye hábitats arrecifales complejos estrechamente vinculados con la estructura de su comunidad íctica. **Objetivo.** Analizar la dinámica espacio temporal de la comunidad de peces con relación a la variación ambiental del sistema arrecifal. **Métodos.** Se realizaron 12 muestreos mensuales en 20 estaciones del arrecife donde se registraron parámetros fisicoquímicos, coberturas bentónicas y se realizaron 240 censos de peces. Se aplicaron índices ecológicos para caracterizar la comunidad de peces. Mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) y de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS) se determinaron las relaciones de las variables del hábitat y la comunidad de peces del arrecife. **Resultados.** El ACP corroboró la presencia de cuatro zonas del arrecife: laguna arrecifal, arrecife posterior, frente arrecifal y pendiente del arrecife. Se identificaron 159 especies de peces. Trece especies fueron dominantes de las familias Acanthuridae, Scaridae, Pomacentridae, Haemulidae, Labridae y Lutjanidae. Se definieron 5 categorías tróficas, zoobentívoros, omnívoros, herbívoros, piscívoros y zooplanctívoros. La variación espacial de la diversidad ($H' = 2.45$ a 3.05), la riqueza ($D = 3.88$ a 6.54) y la equitatividad ($J' = 0.76$ a 0.84) con tendencias similares, presentaron los mayores promedios en la pendiente arrecifal. La abundancia en espacio varió de 0.42 a 0.90 ind/m² con valores altos en el arrecife posterior y el frente arrecifal. El NMDS indicó que las especies se agruparon de acuerdo con los ambientes definidos en función de las coberturas bentónicas y la profundidad. **Conclusión.** Este estudio representa un marco de referencia sobre la ictiofauna y comportamiento ambiental de arrecifes del Caribe mexicano para comprender la variación de la estructura física y ecológica de estos ecosistemas.

Palabras clave: estructura comunitaria, hábitats coralinos, conjuntos de peces, sistema Akumal

ABSTRACT

Background. The Akumal coral reef system in Quintana Roo has scientific, social, and economic relevance. It includes complex reef habitats closely linked to the structure of its fish community. **Objective.** Analyze the spatiotemporal dynamics of the fish community in relation to the environmental variation of the reef system. **Methods.** Twelve monthly sampling events were conducted at 20 stations along the reef, where physicochemical parameters and benthic coverage were recorded, and 240 fish censuses were performed. Ecological indices were applied to characterize the fish community. Principal Component Analysis (PCA) and Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) were used to determine the relationships between habitat variables and the reef fish community. **Results.** The PCA confirmed the presence of four reef zones: reef lagoon, back reef, reef front, and reef slope. A total of 159 fish species were identified. Thirteen species were dominant, belonging to the families Acanthuridae, Scaridae, Pomacentridae, Haemulidae Labridae and Lutjanidae. Five trophic categories were defined: zoobenthivores, omnivores, herbivores, piscivores, and zooplanktivores. Spatial variation in diversity ($H' = 2.45$ to 3.05), richness ($D = 3.88$ to 6.54), and evenness ($J' = 0.76$ to 0.84), with similar trends, showed the highest averages on the reef slope. Abundance in space ranged from 0.42 to 0.90 ind/m², with high values in the back reef and reef front. The NMDS indicated that the species were grouped according to environments defined by benthic covers and depth. **Conclusion.** This study represents a reference framework of the ichthyofauna and environmental behavior of reefs in the Mexican Caribbean to understand the variation in the physical and ecological structure of these ecosystems.

Keywords: community structure, coral habitats, fish assemblages, Akumal system

¹ Laboratorio de Ictiología y Ecología Costera, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. Ferrocarril de San Rafael Atlixco 186, Col. Leyes de Reforma, Iztapalapa, Ciudad de México, 09340. México.

² Laboratorio de Ecología Costera y Pesquerías, Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Av. El Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, Ciudad de México 04960, México.

³ Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. Ferrocarril de San Rafael Atlixco 186, Col. Leyes de Reforma, Iztapalapa, Ciudad de México, 09340.

***Corresponding author:**

Silvia Díaz-Ruiz: e-mail: sdr@xanum.uam.mx

To quote as:

Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, M. Gazca-Castro & M. del R. Torres-Alvarado. 2026. Relación del hábitat con la estructura de la comunidad de peces del sistema arrecifal coralino de Akumal, Caribe mexicano. *Hidrobiológica* 36 (1): 33-48.

DOI: [revHidro/article/view/1862](https://doi.org/10.24488/hidro/article/view/1862)

INTRODUCCIÓN

El litoral del Estado de Quintana Roo es una de las regiones más relevantes del Caribe mexicano, se caracteriza por la presencia de extensas formaciones coralinas que son parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Esta región posee una gran diversidad de comunidades biológicas y alta heterogeneidad de ambientes arrecifales con procesos físico-ambientales, biológicos y ecológicos complejos, e interacciones entre ecosistemas adyacentes como manglares, pastos marinos y lagunas asociadas, que brindan hábitats y nichos ecológicos para muchas especies de flora y fauna marina y terrestre (Mumby *et al.*, 2004; Nagelkerken *et al.*, 2017).

La comunidad de peces arrecifales de las costas de Quintana Roo son los vertebrados más diversos, con 592 especies registradas (Schmitter-Soto *et al.*, 2018). Esta riqueza de especies, su abundancia y distribución está condicionada por la heterogeneidad ambiental, que incluye la estructura y complejidad arrecifal, la topografía, rugosidad del sustrato y profundidad, entre otros factores (Hitt *et al.*, 2011; Graham & Nash, 2013; Coker *et al.*, 2014; Bozec *et al.*, 2015; Eggertsen *et al.*, 2020). Los peces presentan interacciones ecológicas complejas en el arrecife y entre sistemas vecinos, relacionadas con la dinámica ambiental. Asimismo, son componentes esenciales en las redes tróficas que mantienen el balance energético y la dinámica del ecosistema como resultado de movimientos relacionados con los ciclos de vida de las especies, lo cual determina cambios en la estructura y funcionamiento del sistema en escala espacial y temporal y permite mantener la integridad del arrecife (Mumby & Hastings, 2008; Alemu, 2014; Díaz-Ruiz *et al.*, 2019). Al mismo tiempo, la integridad coralina y de las comunidades ícticas en arrecifes del Caribe está siendo afectada por la reducción de sus poblaciones, como consecuencia del cambio climático, la sobrepesca, el turismo, la pérdida de la complejidad estructural de los arrecifes, el deterioro de hábitats aledaños e introducción de especies invasoras (Alvarez-Filip *et al.*, 2015; Bozec *et al.*, 2015). El conocimiento de la estructura ecológica de los peces arrecifales del Caribe mexicano se basa en la diversidad, distribución, abundancia, estructura del paisaje, entre otros. No obstante, dicho conocimiento sigue siendo limitado debido a los esfuerzos de muestreo aislados y dispersos en el tiempo, por lo que existen pocos estudios que aborden de manera integral aspectos ecológicos básicos sobre sus comunidades de peces en esta región (Alvarez-Filip *et al.*, 2011a; Arias-González *et al.*, 2011; Schmitter-Soto *et al.*, 2018).

El sistema arrecifal de Akumal incluye comunidades biológicas de alto valor ecológico, económico y social en la región, por lo que fue declarada Área de Refugio para la Protección de Especies Marinas (CONANP, 2016a). No obstante, en la actualidad es un sistema en condición crítica y amenazado, en particular sus comunidades de peces, debido a su comprobada fragilidad y vulnerabilidad a los efectos del cambio climático, la contaminación y otros efectos antropogénicos, lo que ha mantenido a prueba la resiliencia de este sistema (Mata-Lara *et al.*, 2016; Molina *et al.*, 2018; Randazzo-Eisemann *et al.*, 2021; Randazzo-Eisemann & Garza-Pérez, 2022a). En este contexto ante la falta de información de referencia en el sistema Akumal, se requiere cubrir vacíos y ampliar el conocimiento sobre la estructura y funcionamiento de las comunidades de peces y su relación con el ambiente en escala espacio temporal. Por ello, el objetivo del presente estudio fue describir la estructura de la comunidad de peces del sistema de arrecife coralino de Akumal Quintana Roo y su relación con el ambiente.

MATERIAL Y METODOS

Área de estudio. El sistema Akumal se localiza en el oriente de la Península de Yucatán en el Caribe mexicano (20°22' - 20°24' N & 87°18' - 87°20' W) dentro de la región costera de la Riviera Maya, Quintana Roo (Fig. 1). La cobertura coralina del Akumal es de tipo barrera bordeante con una longitud aproximada de 7 km y con un desarrollo y complejidad coralina variable. Incluye tres bahías someras separadas por segmentos de costa y delimitadas hacia el mar por la cresta arrecifal, estas son: Bahía Akumal (BA) al sur con una longitud de 3.5 km y profundidad promedio 3.5 m, Bahía Media Luna (BML) con longitud 3.0 km y profundidad promedio de 4.0 m y Bahía de Yal-Kú (BYK) al norte con longitud de 800 m y profundidad promedio de 0.8 m, éstas no presentan descarga fluvial, no obstante, existe influencia de agua dulce subterránea y escurrimiento hacia la costa durante las lluvias. Los arrecifes de coral de Akumal presentan diferentes zonas características del Caribe mexicano, que en este estudio son consideradas como hábitats independientes de acuerdo con las características bentónicas y complejidad estructural que presentan: laguna arrecifal (LA), arrecife posterior (AP), cresta arrecifal (CR), frente (FA) y pendiente (PA) arrecifales (Fig. 2). Los hábitats del sistema contienen áreas de pastos marinos, coral blando, coral duro, formaciones de macizos y canales con variada complejidad topográfica (Muñoz-Chagín & De la Cruz-Agüero, 1993; Díaz-Ruiz *et al.*, 2002). El clima de la región es cálido subhúmedo con lluvias en verano, la temperatura media anual fluctúa entre 26 y 28 °C, mientras que la precipitación anual varía entre 1266 y 2000 mm anuales (García, 2004). Se presentan las temporadas climáticas de secas (febrero a mayo), lluvias (junio a septiembre) y nortes (octubre a enero) (Díaz-Ruiz *et al.*, 2002).

Actividades de Campo. Se realizaron 12 muestreos mensuales durante los años 2000 y 2001. Los peces se censaron visualmente en 20 estaciones (Fig. 1), de las 08:00 a las 15:00 horas en profundidades de 0.5 a 3 m, 2 a 4 m, 3 a 6 m y 12 a 20 m en las diferentes zonas del arrecife mediante buceo autónomo para un total de 240 censos. Cada censo fue de banda en transectos de 100 m x 4 m, ubicados de forma paralela a la línea de costa siguiendo la línea-transecto y las estructuras coralinas lo más cerca posible para la identificación y conteo de los individuos conspicuos, pequeños y crípticos. Las observaciones sobre cada transecto se realizaron por los mismos buzos para la identificación de las especies y se apoyaron con el uso de video y fotografía submarina (Díaz-Ruiz *et al.*, 2002). En cada estación se registraron la salinidad, temperatura y oxígeno disuelto, con un multianalizador YSI-3800 y la profundidad con un profundímetro digital. Se estimó el porcentaje de toda la cobertura bentónica de los diferentes sustratos identificados: pastos marinos, macroalgas, coral blando y formas de crecimiento del coral masiva, racemosa e incrustante, así como escombros y arena por medio de la técnica de video-transecto descrito por Aronson & Swanson (1997).

Actividades de laboratorio. Las especies de peces se identificaron con base en los censos visuales de cada estación y fotografías de campo, utilizando literatura especializada del Caribe (Schmitter-Soto *et al.*, 2000; Humann & Deloach, 2002). El arreglo sistemático se basó en el criterio de Nelson (2016) y se corroboró la autoridad y nomenclatura con la base FishBase (Froese & Pauly, 2025). Para cada estación de muestreo se calcularon los índices de diversidad (Shannon-Weaver H'), riqueza (Margalef D), equitatividad (Pielou J') y densidad (ind./m²) según lo descrito por Gazca-Castro *et al.* (2024). La dominancia

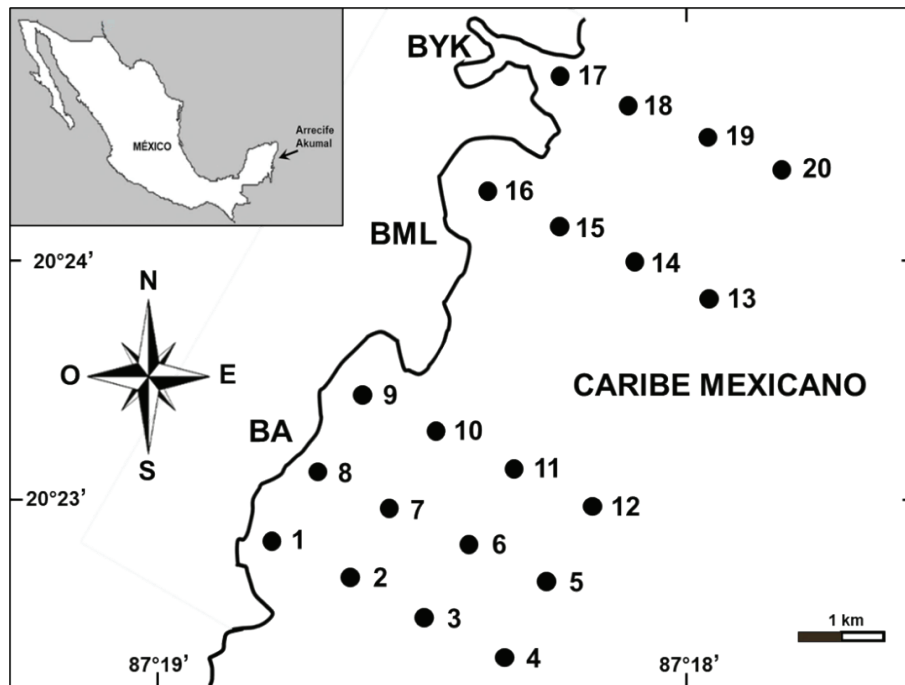


Figura 1. Ubicación geográfica del sistema arrecifal coralino Akumal en Quintana Roo. Se indica la ubicación de las estaciones de muestreo.

de las especies se calculó mediante el Índice de Valor de Importancia (IVI= $N\%+F\%$) descrito por De la Cruz-Agüero (1994). Se establecieron las categorías tróficas de las especies con base en la dieta y tipo de alimentación reportadas en la literatura, utilizando los criterios de Humann & DeLoach (2002), Robertson *et al.* (2023), Froese & Pauly (2025) y Elliott *et al.* (2007). Estas son: zooplanctívoras (ZP), que se alimentan predominantemente de plancton; herbívoras (HE), que comen macroalgas, plantas y fitoplancton; omnívoras (OM), que se alimentan de plantas, epifauna e infauna; piscívoras (PI), que consumen peces e invertebrados neotónicos y zoobentívoras (ZB), que se alimentan de invertebrados bentónicos.

Análisis estadístico. Los valores de las variables fisicoquímicas, coberturas bentónicas, así como de los índices ecológicos de la comunidad se compararon entre estaciones de censo, meses y épocas del año. Se evaluaron los supuestos de homocedasticidad y normalidad mediante la prueba modificada de Levene (1960) y la prueba Omnibus de D'Agostino-Pearson (1973), respectivamente. Cuando fue necesario, se aplicaron transformaciones logarítmicas para cumplir con dichos supuestos. En los casos en que se verificaron la normalidad y la homogeneidad de varianzas, se utilizó la prueba ANOVA-F para detectar diferencias estadísticas significativas en el espacio y el tiempo. En caso contrario, se recurrió a la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. El nivel de significancia $p < 0.05$ fue utilizado en todas las pruebas estimadas (Heiman, 2014; Hair *et al.*, 2019). Estos análisis se efectuaron con los programas NCSS V7 (NCSS-Statistical Software, 2007) y STATISTICA V13 (StatSoft, Inc., 2013). Fue empleado el Análisis de Componentes Principales (ACP) incluyendo las variables fisicoquímicas y coberturas bentónicas en escala espacio temporal para definir hábitats del sistema mediante el programa Primer-E V6.0 (Clarke *et al.*, 2014). Los cambios

de la composición comunitaria y su relación con los parámetros ambientales se analizaron mediante un Escalonamiento Multidimensional no Métrico (NMDS). Este se basa en la abundancia de las especies de la comunidad en los sitios de muestreo para obtener la raíz cuadrada de los datos y producir una matriz de similitud de Bray-Curtis, a partir de la cual se definen las agrupaciones de peces que tiene relación con los ambientes del sistema. Las diferencias estadísticas en la composición de cada ambiente fueron evaluadas con la prueba de ANOSIM-R por pares y el valor de estrés. Se utilizó el programa Primer-E + Permanova V6.0 (Clarke *et al.*, 2014).

RESULTADOS

Variación espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos.

La salinidad promedio entre estaciones de muestreo varió de 23.6 a 36.9 UPS, la temperatura de 27.1 a 28.3 °C, el oxígeno disuelto de 4.8 a 6.1 mg/L y la profundidad de 1.9 a 12.5 m con diferencias estadísticas significativas para la salinidad (Kruskal-Wallis- $H=84.96$, $p < 0.0001$), y la profundidad ($H=199.5$, $p < 0.0001$). Entre los meses la salinidad promedio osciló de 31.6 a 36.5 UPS, la temperatura de 25.1 a 29.6 °C, el oxígeno de 4.0 a 6.4 mg/L y la profundidad de 2.6 a 6.6 m, con diferencias estadísticas significativas solo para la temperatura ($H=153.9$, $p < 0.0001$) y el oxígeno ($H=93.7$, $p < 0.0001$). Durante las épocas del año los valores promedio fueron, salinidad $35.2 \text{ UPS} \pm 4.1$, temperatura $27.7 \text{ °C} \pm 1.7$, oxígeno $5.6 \text{ mg/L} \pm 1.1$ y profundidad $6.1 \text{ m} \pm 4.3$. Se presentaron diferencias significativas para la temperatura (ANOVA- $F=7.6$, $p=0.0006$) con el mayor promedio en lluvias ($28.9 \text{ °C} \pm 1.2$) y el menor en nortes ($27.2 \text{ °C} \pm 1.9$). Asimismo, para el oxígeno ($H=38.5$, $p < 0.0001$), con el menor promedio en lluvias ($5.1 \text{ mg/L} \pm 1.2$) y el mayor en secas ($6.1 \text{ mg/L} \pm 0.6$).

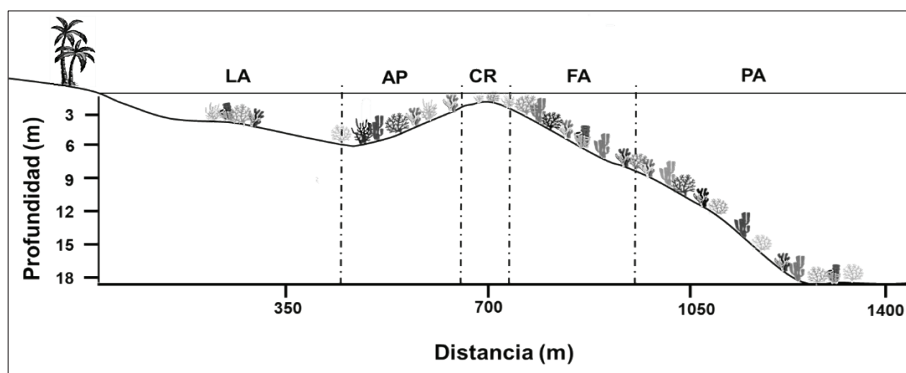


Figura 2. Perfil batimétrico del sistema Akumal, Quintana Roo. Se muestra la posición relativa de las zonas del arrecife: LA (laguna arrecifal), AP (arrecife posterior), CR (cresta arrecifal), FA (frente arrecifal) y PA (pendiente arrecifal).

Coberturas bentónicas. Estas presentaron variaciones entre sitios con diferencias estadísticas significativas para todas las coberturas. El porcentaje de arena promedio (AR) estuvo entre 0.57 a 24.2 % (Kruskal-Wallis- $H=79.8$, $p<0.0001$), coral blando (CB) de 2.0 a 25.7 % ($H=48.2$, $p<0.0001$), coral masivo (CM) de 1.0 a 36.5 % ($H=106.6$, $p<0.0001$), coral racemoso (CR) de 1.0 a 64.2 % ($H=112.3$, $p<0.0001$) escombros (ES) de 1.0 a 13.0 % ($H=95.6$, $p<0.0001$), macroalgas (MA) de 4.17 a 10.8 % ($H=74.7$, $p<0.0001$) y pastos marinos (PM) 1.0 a 54.2 % ($H=111.2$, $p<0.0001$). Durante los meses la cobertura de AR fue de 8.3 a 8.9 % (ANOVA- $F=30.8$, $p<0.0001$), de CB 16.7 a 16.9 % ($F=216.3$, $p<0.0001$), de CM 15.1 a 17.8 % ($F=23.0$, $p<0.0001$), de CR 28.6 a 35.6 % ($F=16.6$, $p<0.0001$), de ES 3.3 a 3.7 % ($F=32.3$, $p<0.0001$), de MA 6.2 a 6.3 % ($F=13.6$, $p<0.0001$) y de PM 13.1 a 14.2 % ($H=142$, $p<0.0001$).

Caracterización ambiental. Las variaciones espacio temporales de los parámetros fisicoquímicos y de las coberturas bentónicas de los sitios de muestreo previamente analizadas mediante análisis de varianza y el ACP se asociaron con las diferencias en la estructura del arrecife coralino de barrera: laguna arrecifal (LA), arrecife posterior (AP), frente arrecifal (FA) y pendiente arrecifal (PA) (Tabla 1, Fig. 3). Este análisis señaló que el 65.1% de la variación de los datos fue explicada por los primeros 2 componentes principales. El eje 1 (eigenvalor=3.97) indicó correlación con la salinidad ($r=-0.13$), los PM ($r=0.49$), los ES ($r=0.44$), la AR ($r=0.42$), el CR ($r=-0.41$) y CM ($r=-0.33$). El eje 2 (eigenvalor=3.19) presentó correlación con la profundidad ($r=-0.46$), oxígeno disuelto ($r=0.28$) y la temperatura ($r=0.13$), así como con MA ($r=0.44$) y CB ($r=-0.50$). Los ambientes presentaron características variadas: las estaciones 1, 8, 9, 16 y 17 correspondieron a la LA, con menor salinidad promedio ($33.6 \text{ UPS} \pm 1.06$) y mayor cobertura de PM (*i.e.* *Thalassia testudinum* (König, 1805) y *Syringodium filiforme* Kützinger, 1860), coral blando (*Gorgonia flabellum* Linnaeus, 1758), macroalgas (*i.e.* *Halimeda opuntia* (Linnaeus)-Lamouroux, 1816 y *Dyctiota crenulata* Agardh, 1847) y arenas. Las estaciones 2, 7, 10, 15 y 18 corresponden al AP y mostraron salinidad promedio ($33.7 \text{ UPS} \pm 2.08$) similar a LA, y con mayor presencia de sustrato de CR (*i.e.* *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *A. cervicornis* (Lamarck, 1816) y CM (*i.e.* *Siderastrea siderea* (Ellis & Solander, 1786), *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758) y *Porites porites* (Pallas, 1766)). Las estaciones 3, 6, 11, 14 y 19 ubicadas en el frente

arrecifal (FA) indicaron una mayor salinidad promedio ($36.7 \text{ UPS} \pm 0.64$) y presencia de CR, CM y MA. Las estaciones 4, 5, 12, 13 y 20 agruparon la pendiente arrecifal (PA) con salinidad promedio (36.7 ± 0.59) similar a FA, mayor profundidad y abundancia de CM como sustrato. En todos los hábitats se presentaron diferencias estadísticas significativas entre las variables fisicoquímicas y las coberturas bentónicas, excepto para la temperatura (Tabla 1).

Composición de la comunidad. En el sistema arrecifal se censaron un total de 55505 peces, pertenecientes a 46 familias, 90 géneros y 159 especies. Cinco familias tuvieron mayor representación de especies, Serranidae con 17, Haemulidae con 13, Pomacentridae con 12, y Labridae y Scaridae con 11. El número de especies entre ambientes varió de 18 (11.3%) en LA a 41 (25.8%) en PA. En escala temporal el número de especies varió de 50 (31.5%) en junio a 98 (61.4%) en abril.

Especies dominantes y categorías tróficas. Trece especies fueron dominantes: *Acanthurus coeruleus* Bloch & Schneider, 1801 (IVI=11.88), *A. chirurgus* (Bloch, 1787) (IVI=11.06), *Sparisoma viride* (Bonnaterre, 1788) (IVI=10.28), *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus, 1758) (IVI=10.12), *Haemulon sciurus* (Shaw, 1803) (IVI=9.26), *H. flavolineatum* (Desmarest, 1823) (IVI=8.21), *Thalassoma bifasciatum* (Bloch, 1791) (IVI=8.06), *Acanthurus tractus* Poey, 1860 (IVI=7.50), *Azurina cyanea* (Poey, 1860) (IVI=5.07), *Scarus taeniopterus* Desmarest, 1831 (IVI=4.72), *Halichoeres radiatus* (Linnaeus, 1758) (IVI= 4.53), *Microspathodon chrysurus* (Cuvier, 1830) (IVI=4.23) y *Ocyurus chrysurus* (Bloch, 1791) (IVI=3.93) las cuales representaron el 64.30% del número total de individuos, el 98.85% de la suma total del IVI y con frecuencias de aparición del 60 al 92%. Se identificaron cinco categorías tróficas, dentro de las cuales 89 especies (56%) fueron ZB como *O. chrysurus*, 30 (19%) OM como *Stegastes diencaeus* (Jordan & Rutter, 1897), 16 (10%) HE como *A. coeruleus*, 12 (7.5%) PI como *Caranx ruber* (Bloch, 1793) y 12 (7.5%) ZP como *Clepticus parrae* (Bloch & Schneider, 1801) (Tabla 2).

Variación espacial y temporal de la diversidad y abundancia. En escala espacial, la diversidad H' promedio varió de 2.45 ± 0.28 a 3.05 ± 0.31 , la riqueza D promedio de 3.88 ± 1.28 a 6.54 ± 1.22 , la equitatividad J' de 0.76 ± 0.10 a 0.84 ± 0.07 y la densidad promedio (ind./ m^2) de 0.42 ± 0.16 a 0.90 ± 0.86 con diferencias estadísticas signifi-

Tabla 1. Valores promedio (1±DE) y estimadores estadísticos de los parámetros fisicoquímicos y coberturas bentónicas de cada hábitat en el sistema Akumal, Quintana Roo

| Parámetro | LA | AP | FA | PA | MODELO ANOVA |
|--------------------|-------------|------------|------------|------------|---------------------|
| Salinidad (UPS) | 33.5 ± 5.2 | 36.8 ± 5.4 | 36.6 ± 0.8 | 35.3 ± 0.7 | H= 16.03, p = 0.001 |
| Temperatura (°C) | 27.8 ± 2.0 | 27.6 ± 1.8 | 27.7 ± 1.4 | 27.7 ± 1.3 | H= 0-72, p = 0.868 |
| Oxígeno (mg/L) | 5.2 ± 1.1 | 5.7 ± 1.0 | 5.8 ± 1.0 | 5.5 ± 1.0 | F= 3.76, p = 0.011 |
| Profundidad (m) | 2.0 ± 0.6 | 2.6 ± 0.6 | 8.2 ± 2.3 | 6.9 ± 1.3 | H= 189.91, p<0.0001 |
| Arena (%) | 13.5 ± 5.1 | 9.6 ± 1.0 | 7.0 ± 1.4 | 4.6 ± 0.5 | H= 79.78, p<0.0001 |
| Pastos marinos (%) | 42.5 ± 17.0 | 5.1 ± 1.6 | 0.1 ± 0.04 | 0.1 ± 0.01 | H= 111.19, p<0.0001 |
| Coral blando (%) | 24.7 ± 16.7 | 4.0 ± 0.9 | 3.9 ± 0.6 | 2.8 ± 0.4 | H= 92.41, p<0.0001 |
| Coral masivo (%) | 1.1 ± 0.5 | 12.2 ± 1.2 | 18.4 ± 4.6 | 60.9 ± 3.9 | H= 106.55, p<0.0001 |
| Coral racemoso (%) | 1.0 ± 0.3 | 59.4 ± 3.4 | 48.6 ± 2.5 | 18.9 ± 3.6 | H= 112.34, p<0.0001 |
| Escombros (%) | 1.1 ± 0.5 | 1.0 ± 0.01 | 6.6 ± 1.0 | 2.2 ± 0.8 | H= 95.55, p<0.0001 |
| Macroalgas (%) | 16.4 ± 6.0 | 8.6 ± 2.5 | 15.4 ± 5.1 | 10.3 ± 0.9 | H= 74.75, p<0.0001 |

LA: laguna arrecifal, AP: arrecife posterior, FA: frente arrecifal, PA: pendiente arrecifal

cativas para H' (ANOVA-F=3.2, p<0.0001), D (Kruskal-Wallis-H=78.8, p <0.0001), y densidad (H=44.8, p<0.0007) entre sitios de muestreo. Entre hábitats H', D, J' y densidad (Fig. 4A a 4D) mostraron una tendencia general de menor a mayor valor promedio de LA a PA. Los valores más altos de H' (2.9 ± 0.35), D (6.0 ± 1.03), J' (0.83 ± 0.09) se encontraron en PA y para la densidad (0.72 ± 0.28) en FA y PA. Los más bajos de H' (2.5 ± 0.35), D (4.3 ± 0.94) en LA, para J' (0.79 ± 0.08) en FA, y en densidad (0.51 ± 0.24) en AP, con diferencias estadísticas significativas para H' (F=14.1, p<0.0001), D (F=24.9, p<0.0001) y den-

sidad (H=27.3, p<0.0001) entre ambientes. En escala temporal (Fig. 4E a 4H) el mayor promedio de H' se presentó en mayo (2.9 ± 0.40) y el menor en septiembre (2.5 ± 0.31). La riqueza promedio fue alta en mayo (D=6.1 ± 0.97) y baja en junio (D=4.2 ± 0.83). La equitatividad fue mayor en junio (J=0.85 ± 0.05) y menor en julio (J'=0.73 ± 0.08) La densidad promedio fue más alta en diciembre (0.78 ± 0.32) y más baja en marzo (0.37 ± 0.23). Se presentaron diferencias estadísticas significativas para H' (H=27.3, p=0.0041), D (F=4.6, p<0.0001), J' (H=35.1, p=0.0002) y densidad (F=3.0, p=0.0009) entre meses.

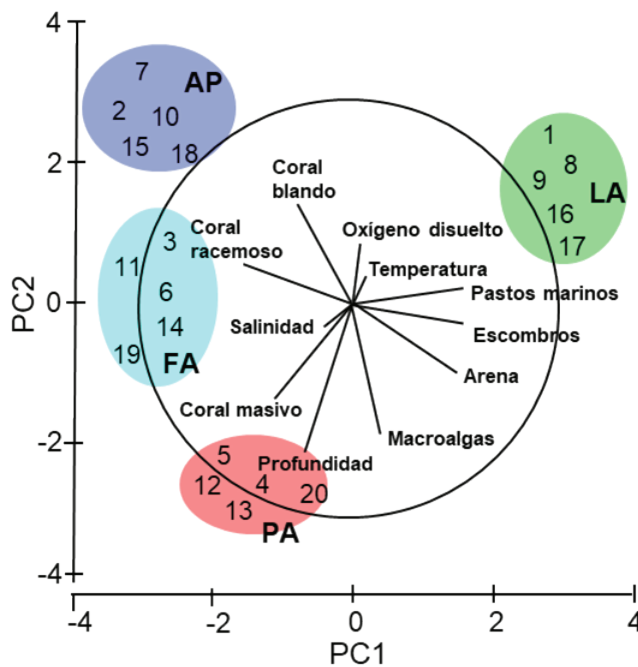


Figura 3. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas y las coberturas bentónicas en escala espacio temporal en el sistema Akumal. Los números indican las estaciones de muestreo que definen los hábitats del arrecife: laguna arrecifal (LA), arrecife posterior (AP), frente arrecifal (FA) y pendiente arrecifal (PA).

Tabla 2. Lista de especies registradas en el sistema arrecifal coralino Akumal, Quintana Roo

| Especies | AB | Número | N (%) | Frec. (%) | IVI | CT |
|--|-----|--------|-------|-----------|------|----|
| <i>Ginglymostoma cirratum</i> (Bonnaterre, 1788) | Gc | 7 | 0.01 | 0.10 | 0.11 | ZB |
| <i>Urobatis jamaicensis</i> (Cuvier, 1816) | Uj | 7 | 0.01 | 0.10 | 0.11 | ZB |
| <i>Hypanus americanus</i> Hildebrand & Schroeder, 1928 | Ham | 35 | 0.06 | 0.39 | 0.45 | ZB |
| <i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790) | An | 4 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZB |
| <i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758) | Avu | 62 | 0.11 | 0.07 | 0.18 | ZB |
| <i>Enchelycore nigricans</i> (Bonnaterre, 1788) | Eni | 3 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZB |
| <i>Gymnothorax milliaris</i> (Kaup, 1856) | Gm | 11 | 0.02 | 0.14 | 0.16 | ZB |
| <i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829) | Gmo | 14 | 0.03 | 0.21 | 0.24 | ZB |
| <i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825) | Mo | 11 | 0.02 | 0.18 | 0.20 | ZB |
| <i>Harengula jaguana</i> Poey, 1865 | Hj | 250 | 0.45 | 0.02 | 0.47 | ZP |
| <i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758 | Mce | 6 | 0.01 | 0.02 | 0.03 | OM |
| <i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758) | Hbr | 57 | 0.10 | 0.07 | 0.17 | OM |
| <i>Ablennes hians</i> (Valenciennes, 1846) | Ah | 30 | 0.05 | 0.25 | 0.30 | PI |
| <i>Platybelone argalus argalus</i> (Lesueur, 1821) | Paa | 13 | 0.02 | 0.02 | 0.04 | PI |
| <i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860) | Sn | 93 | 0.17 | 0.28 | 0.45 | ZB |
| <i>Tylosurus crocodilus</i> (Péron & Lesueur, 1821) | Tc | 9 | 0.02 | 0.07 | 0.09 | ZB |
| <i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765) | Ha | 66 | 0.12 | 0.46 | 0.58 | ZB |
| <i>Holocentrus rufus</i> (Walbaum, 1792) | Hr | 240 | 0.43 | 0.99 | 1.42 | ZB |
| <i>Neoniphon marianus</i> (Cuvier, 1829) | Nm | 12 | 0.02 | 0.04 | 0.06 | ZB |
| <i>Aulostomus maculatus</i> Valenciennes, 1841 | Am | 99 | 0.18 | 0.70 | 0.88 | PI |
| <i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758 | Ft | 7 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | ZB |
| <i>Alphestes afer</i> (Bloch, 1793) | Aaf | 5 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZB |
| <i>Cephalopholis cruentata</i> (Lacepède, 1802) | Ccr | 49 | 0.09 | 0.56 | 0.65 | PI |
| <i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758) | Cf | 386 | 0.70 | 1.34 | 2.04 | PI |
| <i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765) | Ead | 64 | 0.12 | 0.67 | 0.79 | ZB |
| <i>Epinephelus guttatus</i> (Linnaeus, 1758) | Eg | 37 | 0.07 | 0.32 | 0.39 | ZB |
| <i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822) | Ei | 5 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | ZB |
| <i>Epinephelus morio</i> (Valenciennes, 1828) | Emo | 7 | 0.01 | 0.02 | 0.03 | ZB |
| <i>Epinephelus striatus</i> (Bloch, 1792) | Es | 9 | 0.02 | 0.14 | 0.16 | ZB |
| <i>Hypoplectrus guttavarius</i> (Poey, 1852) | Hgu | 39 | 0.07 | 0.32 | 0.39 | ZB |
| <i>Hypoplectrus indigo</i> (Poey, 1851) | Hi | 15 | 0.03 | 0.11 | 0.14 | ZB |
| <i>Hypoplectrus puella</i> (Cuvier, 1828) | Hpu | 41 | 0.07 | 0.42 | 0.49 | ZB |
| <i>Hypoplectrus unicolor</i> (Walbaum, 1792) | Hu | 10 | 0.02 | 0.11 | 0.13 | ZB |
| <i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860) | Mb | 28 | 0.05 | 0.28 | 0.33 | PI |
| <i>Mycteroperca interstitialis</i> (Poey, 1860) | Min | 4 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | PI |
| <i>Mycteroperca tigris</i> (Valenciennes, 1833) | Mt | 1 | 0.002 | 0.02 | 0.02 | PI |
| <i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801) | Rs | 3 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZB |
| <i>Serranus tigrinus</i> (Bloch, 1790) | St | 158 | 0.28 | 0.88 | 1.16 | ZB |
| <i>Gramma loreto</i> Poey, 1868 | Gl | 151 | 0.27 | 0.99 | 1.26 | ZB |
| <i>Gramma melacara</i> Bohlke & Randall, 1963 | Gme | 6 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | ZB |
| <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Lacepède, 1801) | Hcr | 11 | 0.02 | 0.11 | 0.13 | ZP |

| Especies | AB | Número | N (%) | Frec. (%) | IVI | CT |
|---|------|--------|-------|-----------|-------|----|
| <i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829 | Par | 13 | 0.02 | 0.11 | 0.13 | ZB |
| <i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1786) | Mp | 48 | 0.09 | 0.32 | 0.41 | ZB |
| <i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758 | Ena | 5 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZP |
| <i>Alectis ciliaris</i> (Bloch, 1787) | Aci | 7 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | ZB |
| <i>Caranx bartholomaei</i> (Cuvier, 1833) | Cb | 169 | 0.30 | 0.46 | 0.76 | PI |
| <i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831 | Cl | 49 | 0.09 | 0.14 | 0.23 | ZB |
| <i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793) | Cru | 610 | 1.10 | 1.97 | 3.07 | PI |
| <i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766) | Cc | 37 | 0.07 | 0.11 | 0.18 | ZB |
| <i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793) | Sc | 507 | 0.91 | 0.07 | 0.98 | ZB |
| <i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758) | Tf | 12 | 0.02 | 0.14 | 0.16 | ZB |
| <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828) | La | 71 | 0.13 | 0.42 | 0.55 | ZB |
| <i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792) | Lap | 189 | 0.34 | 0.70 | 1.04 | ZB |
| <i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758) | Lg | 75 | 0.14 | 0.46 | 0.60 | ZB |
| <i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801) | Lj | 97 | 0.17 | 0.56 | 0.73 | ZB |
| <i>Lutjanus mahogoni</i> (Cuvier, 1828) | Lm | 482 | 0.87 | 1.76 | 2.63 | PI |
| <i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758) | Ls | 1 | 0.002 | 0.02 | 0.02 | ZB |
| <i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791) ♦ | Oc | 1025 | 1.85 | 2.08 | 3.93♦ | ZB |
| <i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855 | Ear | 10 | 0.02 | 0.07 | 0.09 | OM |
| <i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863) | Eme | 68 | 0.12 | 0.07 | 0.19 | ZB |
| <i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792) | Gci | 879 | 1.58 | 1.02 | 2.60 | ZB |
| <i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791) | Asu | 176 | 0.32 | 0.81 | 1.13 | ZB |
| <i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758) | Av | 478 | 0.86 | 1.52 | 2.38 | ZB |
| <i>Brachygenys chrysargyrea</i> (Günther, 1859) | Bc | 202 | 0.36 | 0.56 | 0.92 | ZB |
| <i>Haemulon album</i> Cuvier, 1830 | Hal | 108 | 0.19 | 0.39 | 0.58 | ZB |
| <i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830 | Hau | 64 | 0.12 | 0.18 | 0.30 | ZB |
| <i>Haemulon carbonarium</i> Poey, 1860 | Hca | 273 | 0.49 | 0.70 | 1.19 | ZB |
| <i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest, 1823) ♦ | Hf | 2914 | 5.25 | 2.96 | 8.21♦ | ZB |
| <i>Haemulon macrostoma</i> Günther, 1859 | Hm | 135 | 0.24 | 0.67 | 0.91 | ZB |
| <i>Haemulon melanurum</i> (Linnaeus, 1758) | Hme | 326 | 0.59 | 0.63 | 1.22 | ZB |
| <i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823) | Hp | 217 | 0.39 | 0.56 | 0.95 | ZB |
| <i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède, 1801) | Hpl | 523 | 0.94 | 2.04 | 2.98 | ZB |
| <i>Haemulon sciurus</i> (Shaw, 1803) ♦ | Hs | 3434 | 6.19 | 3.07 | 9.26♦ | ZB |
| <i>Haemulon striatum</i> (Linnaeus, 1758) | Hst | 246 | 0.44 | 0.42 | 0.86 | ZP |
| <i>Calamus calamus</i> (Valenciennes, 1830) | Ccal | 184 | 0.33 | 0.32 | 0.65 | ZB |
| <i>Eques lanceolatus</i> (Linnaeus, 1758) | Ei | 22 | 0.04 | 0.25 | 0.29 | ZB |
| <i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1829) | Mma | 383 | 0.69 | 1.37 | 2.06 | ZB |
| <i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793) | Pma | 330 | 0.59 | 1.52 | 2.11 | ZB |
| <i>Pempheris schomburgkii</i> Müller & Troschel, 1848 | Ps | 3 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZP |
| <i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus, 1766) | Ks | 947 | 1.71 | 0.92 | 2.63 | HE |
| <i>Chaetodon capistratus</i> Linnaeus, 1758 | Cca | 521 | 0.94 | 1.90 | 2.84 | ZB |
| <i>Chaetodon ocellatus</i> Bloch, 1787 | Coc | 149 | 0.27 | 0.92 | 1.19 | ZB |
| <i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758 | Cs | 422 | 0.76 | 1.90 | 2.66 | ZB |
| <i>Centropyge argi</i> Woods & Kanazawa, 1951 | Ca | 7 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | HE |

| Especies | AB | Número | N (%) | Frec. (%) | IVI | CT |
|--|------|--------|-------|-----------|--------|----|
| <i>Holacanthus bermudensis</i> Goode, 1876 | Hbe | 7 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | OM |
| <i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758) | Hc | 70 | 0.13 | 0.49 | 0.62 | OM |
| <i>Holacanthus tricolor</i> (Bloch, 1795) | Ht | 227 | 0.41 | 0.99 | 1.40 | OM |
| <i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758) | Pa | 109 | 0.20 | 0.63 | 0.83 | OM |
| <i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787) | Ppar | 91 | 0.16 | 0.74 | 0.90 | OM |
| <i>Amblycirrhitus pinos</i> (Mowbray, 1927) | Ap | 15 | 0.03 | 0.18 | 0.21 | ZP |
| <i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758) ♦ | As | 3937 | 7.09 | 3.03 | 10.12♦ | ZP |
| <i>Abudefduf taurus</i> (Müller & Troschel, 1848) | At | 10 | 0.02 | 0.14 | 0.16 | OM |
| <i>Azurina cyanea</i> (Poey, 1860) ♦ | Ac | 2247 | 4.05 | 1.02 | 5.07♦ | ZP |
| <i>Azurina multilineata</i> (Guichenot, 1853) | Amu | 467 | 0.84 | 0.7 | 1.54 | ZP |
| <i>Chromis insolata</i> (Cuvier, 1830) | Ci | 19 | 0.03 | 0.07 | 0.10 | ZP |
| <i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier, 1830) ♦ | Mc | 1017 | 1.83 | 2.40 | 4.23♦ | OM |
| <i>Stegastes adustus</i> (Troschel, 1865) | Sad | 794 | 1.43 | 1.87 | 3.30 | OM |
| <i>Stegastes diencaeus</i> (Jordan & Rutter, 1897) | Sd | 891 | 1.61 | 1.27 | 2.88 | OM |
| <i>Stegastes leucostictus</i> (Müller & Troschel, 1848) | Sl | 471 | 0.85 | 0.81 | 1.66 | OM |
| <i>Stegastes partitus</i> (Poey, 1868) | Sp | 403 | 0.73 | 1.2 | 1.93 | OM |
| <i>Stegastes planifrons</i> (Cuvier, 1830) | Spla | 38 | 0.07 | 0.35 | 0.42 | OM |
| <i>Stegastes xanthurus</i> (Poey, 1860) | Sx | 144 | 0.26 | 0.7 | 0.96 | OM |
| <i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758) | Br | 560 | 1.01 | 2.11 | 3.12 | ZB |
| <i>Clepticus parrae</i> (Bloch & Schneider, 1801) | Cp | 211 | 0.38 | 0.42 | 0.80 | ZP |
| <i>Doratonotus megalepis</i> Günther, 1862 | Dm | 6 | 0.01 | 0.11 | 0.12 | ZB |
| <i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791) | Hbi | 260 | 0.47 | 0.7 | 1.17 | ZB |
| <i>Halichoeres garnoti</i> (Valenciennes, 1839) | Hg | 594 | 1.07 | 1.48 | 2.55 | ZB |
| <i>Halichoeres maculipinna</i> (Müller & Troschel, 1848) | Hma | 201 | 0.36 | 0.63 | 0.99 | ZB |
| <i>Halichoeres pictus</i> (Poey, 1860) | Hpi | 2 | 0.004 | 0.02 | 0.02 | ZB |
| <i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867) | Hpo | 2 | 0.004 | 0.04 | 0.04 | ZB |
| <i>Halichoeres radiatus</i> (Linnaeus, 1758) ♦ | Hra | 1258 | 2.27 | 2.26 | 4.53♦ | ZB |
| <i>Lachnolaimus maximus</i> (Walbaum, 1792) | Lma | 69 | 0.12 | 0.56 | 0.68 | ZB |
| <i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch, 1791) ♦ | Tbi | 2751 | 4.96 | 3.10 | 8.06♦ | ZP |
| <i>Scarus coelestinus</i> Valenciennes, 1840 | Sco | 11 | 0.02 | 0.14 | 0.16 | HE |
| <i>Scarus coeruleus</i> (Bloch, 1786) | Scoe | 36 | 0.06 | 0.28 | 0.34 | HE |
| <i>Scarus guacamaia</i> Cuvier, 1829 | Sg | 47 | 0.08 | 0.25 | 0.33 | HE |
| <i>Scarus iseri</i> (Bloch, 1789) | Si | 212 | 0.38 | 0.46 | 0.84 | HE |
| <i>Scarus taeniopterus</i> Desmarest, 1831 ♦ | Sta | 1390 | 2.5 | 2.22 | 4.72♦ | HE |
| <i>Scarus vetula</i> Bloch & Schneider, 1801 | Sve | 135 | 0.24 | 0.49 | 0.73 | HE |
| <i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes, 1840) | Sa | 882 | 1.59 | 1.87 | 3.46 | HE |
| <i>Sparisoma chrysopterum</i> (Bloch & Schneider, 1801) | Sch | 229 | 0.41 | 0.78 | 1.19 | HE |
| <i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840) | Sr | 293 | 0.53 | 0.56 | 1.09 | HE |
| <i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes, 1840) | Sru | 461 | 0.83 | 1.34 | 2.17 | HE |
| <i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre, 1788) ♦ | Sv | 3905 | 7.04 | 3.24 | 10.28♦ | HE |
| <i>Ophioblennius macclurei</i> (Silvester, 1915) | Oma | 14 | 0.03 | 0.14 | 0.17 | OM |
| <i>Gobioclinus gobio</i> (Valenciennes, 1836) | Ggo | 4 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | ZB |
| <i>Malacoctenus triangulatus</i> Springer, 1959 | Mtr | 4 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZB |

| Especies | AB | Número | N (%) | Frec. (%) | IVI | CT |
|--|------|--------|-------|-----------|--------|----|
| <i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863 | Cgl | 30 | 0.05 | 0.32 | 0.37 | OM |
| <i>Elacatinus illecebrosus</i> (Bohlke & Robins, 1968) | Eil | 18 | 0.03 | 0.07 | 0.10 | ZB |
| <i>Elacatinus prochilos</i> (Bohlke & Robins, 1968) | Epr | 14 | 0.03 | 0.14 | 0.17 | ZB |
| <i>Gnatholepis thompsoni</i> Jordan, 1904 | Gth | 17 | 0.03 | 0.11 | 0.14 | OM |
| <i>Nes longus</i> (Nichols, 1914) | Nlo | 2 | 0.004 | 0.04 | 0.04 | ZB |
| <i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782) | Cfa | 4 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | OM |
| <i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787) ♦ | Ach | 4416 | 7.96 | 3.10 | 11.06♦ | HE |
| <i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801 ♦ | Acoe | 4815 | 8.67 | 3.21 | 11.88♦ | HE |
| <i>Acanthurus tractus</i> Poey, 1860 ♦ | Atr | 2580 | 4.65 | 2.85 | 7.50♦ | HE |
| <i>Sphyræna barracuda</i> (Edwards, 1771) | Sba | 117 | 0.21 | 0.70 | 0.91 | PI |
| <i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus, 1758) | Blu | 10 | 0.02 | 0.14 | 0.16 | ZB |
| <i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831) | Boc | 3 | 0.005 | 0.04 | 0.05 | ZB |
| <i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789 | Bca | 18 | 0.03 | 0.14 | 0.17 | ZB |
| <i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758 | Bve | 53 | 0.10 | 0.53 | 0.63 | ZB |
| <i>Canthidermis sufflamen</i> (Mitchill, 1815) | Csu | 17 | 0.03 | 0.18 | 0.21 | ZB |
| <i>Melichthys niger</i> (Bloch, 1786) | Mni | 61 | 0.11 | 0.25 | 0.36 | OM |
| <i>Xanthichthys ringens</i> (Linnaeus, 1758) | Xr | 11 | 0.02 | 0.11 | 0.13 | ZB |
| <i>Aluterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792) | Asch | 17 | 0.03 | 0.18 | 0.21 | OM |
| <i>Aluterus scriptus</i> (Osbeck, 1765) | Asc | 58 | 0.10 | 0.46 | 0.56 | OM |
| <i>Cantherhines macrocerus</i> (Hollard, 1853) | Cma | 15 | 0.03 | 0.11 | 0.14 | OM |
| <i>Cantherhines pullus</i> (Ranzani, 1842) | Cpu | 51 | 0.09 | 0.35 | 0.44 | OM |
| <i>Monocanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818) | Mci | 3 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | OM |
| <i>Monocanthus tuckeri</i> Bean, 1906 | Mtu | 5 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZB |
| <i>Acanthostracion polygonium</i> Poey, 1876 | Apo | 9 | 0.02 | 0.07 | 0.09 | ZB |
| <i>Acanthostracion quadricornis</i> (Linnaeus, 1758) | Aqu | 7 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | OM |
| <i>Lactophrys bicaudalis</i> (Linnaeus, 1758) | Lbi | 19 | 0.03 | 0.21 | 0.24 | OM |
| <i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758) | Ltr | 45 | 0.08 | 0.42 | 0.50 | OM |
| <i>Lactophrys triqueter</i> (Linnaeus, 1758) | Ltri | 38 | 0.07 | 0.35 | 0.42 | ZB |
| <i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch, 1786) | Cro | 53 | 0.10 | 0.53 | 0.63 | OM |
| <i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785) | Ss | 10 | 0.02 | 0.07 | 0.09 | ZB |
| <i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758 | Dh | 6 | 0.01 | 0.04 | 0.05 | ZB |
| <i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758 | Dhy | 6 | 0.01 | 0.07 | 0.08 | ZB |
| TOTALES | 159 | 55505 | 100 | 100 | 200 | |

Índice de Valor de Importancia (IVI), Especies dominantes (♦), Categoría trófica (CT): zooplanctívoras (ZP), herbívoras (HE), omnívoras (OM), piscívoras (PI) y zoobentívoras (ZB). Abreviaturas (AB) utilizadas en la Figura 5.

Relación peces-hábitat. El análisis NMDS identificó diferencias entre las cuatro zonas del arrecife coralino (Fig. 5), agrupando mayor número de especies (58) en PA donde las especies *A. cyanea* y *T. bifasciatum* fueron las más abundantes. En LA se presentó el menor número de especies (35) siendo *H. flavolineatum* y *A. saxatilis* las más numerosas. El AP y el FA incluyeron 32 y 34 especies respectivamente donde *Stegastes adustus* (Troschel, 1865) y *H. sciurus* fueron abundantes en estas zonas. Las especies dominantes del sistema se presentaron en los cuatro ambientes. El ANOSIM-R reflejó que la similitud del hábitat

LA con AP fue de $R=0.157$, $p=0.001$, con FA de $R=0.187$, $p=0.001$ y con PA de $R=0.266$, $p=0.001$. Asimismo, el ambiente AP con FA fue de $R=0.297$, $p=0.001$ y con PA de $R=0.264$, $p=0.001$. El hábitat FA con PA fueron los más similares, $R=0.049$ y $p=0.001$. Las diferencias estadísticas significativas en la composición de las especies entre los cuatro ambientes del sistema mostraron una R global= 0.198 y una $p=0.001$. El stress de la prueba fue de 0.19 para las primeras dos dimensiones, siendo razonable para este análisis.

DISCUSIÓN

Una de las necesidades apremiantes de información ecológica para el sistema arrecifal Akumal es el conocimiento de su dinámica ambiental en escalas espacial y temporal, ya que este ecosistema forma parte del Programa de Protección de Flora y Fauna Akumal (CONANP, 2016a) y de la Reserva de la Biosfera Caribe Mexicano (CONANP, 2016b), mismos que posicionan al arrecife como región costera prioritaria de conservación de sus condiciones ambientales y hábitats marinos.

Las características fisicoquímicas y de coberturas bentónicas presentes en el arrecife Akumal permitieron caracterizar ambientes que son similares a los del Sistema Arrecifal Mesoamericano en las costas de Quintana Roo (Beltrán Torres *et al.*, 2023). La dinámica ambiental del arrecife Akumal presenta cambios fisicoquímicos en los diferentes hábitats del sistema relacionados principalmente con la complejidad estructural de éstos y su topografía, su extensión, la profundidad y patrones de circulación costera con la estacionalidad climática de la región, como lo han documentado Graham & Nash (2013) y Eggertsen

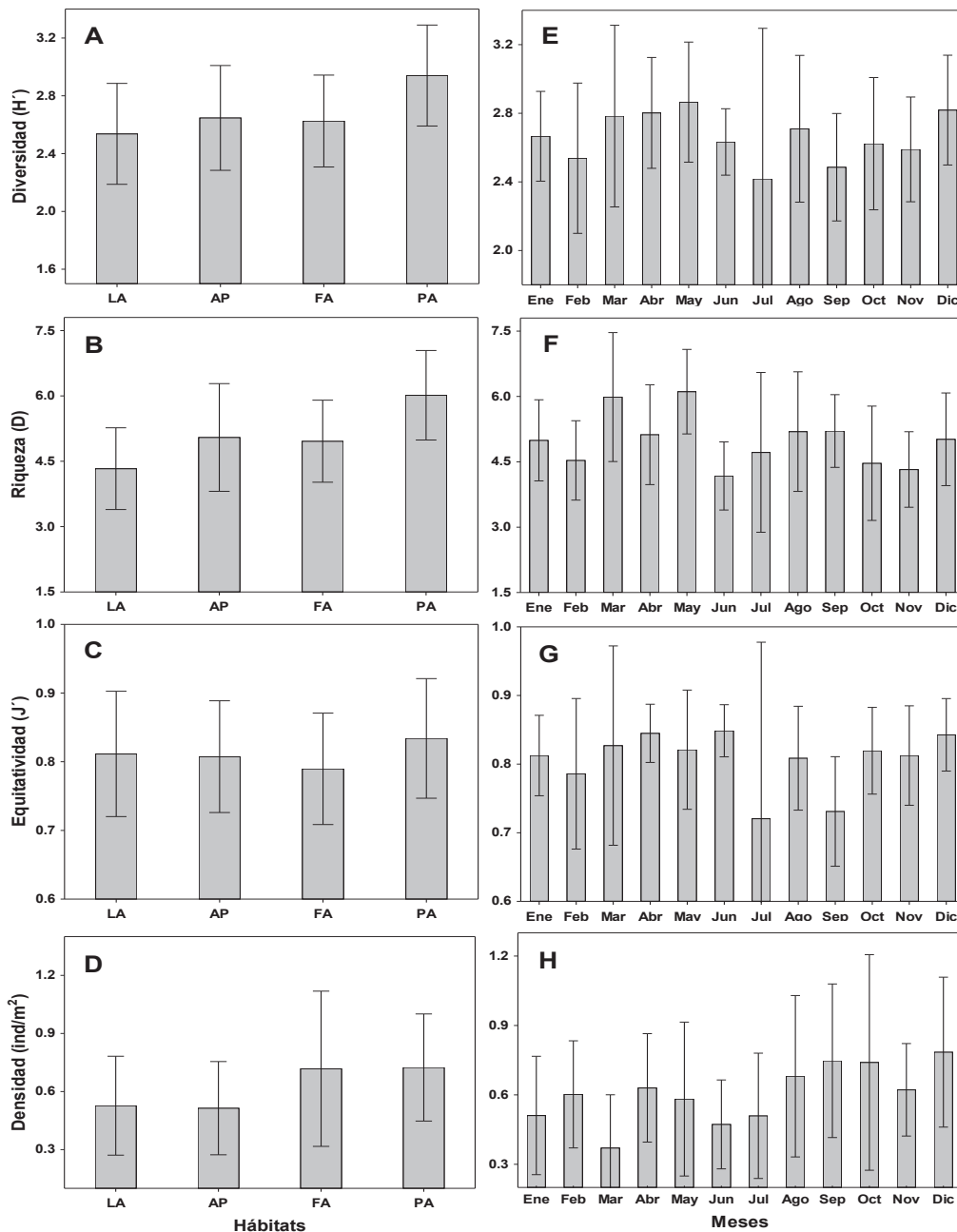


Figura 4. Variación espacial y temporal promedios (± 1 DE) de los índices de Diversidad (H'), Riqueza (D), Equitatividad (J') y Densidad (ind./m²), de la comunidad de peces en el sistema Akumal por zonas del arrecife y meses respectivamente.

En diversos estudios se ha indicado la necesidad de conocer la heterogeneidad ambiental y la complejidad estructural de los arrecifes coralinos como factores determinantes en la composición ictiofaunística, la diversidad, la abundancia y la permanencia dentro del sistema (Almany, 2004; Arias-González *et al.*, 2011; Komyakova *et al.*, 2013; Coker *et al.*, 2014). Estudios realizados en los últimos 20 años en diversas localidades del litoral de Quintana Roo, han señalado que la composición de especies en Xel-Há (63) (Aldana Moreno *et al.*, 2016), Sian-Kaán (128) (Núñez-Lara *et al.*, 2003) y Palancar-Chunchakaab (166) (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998) está asociada con la geomorfología, la presencia de coral vivo y pastos marinos, la salinidad y la profundidad, entre otros factores. En este estudio la composición íctica registrada en los arrecifes de Akumal representa el 27.4% (159) del registro total de especies reportado (577) para el litoral del Quintana Roo (Schmitter-Soto, 2011), el cual fue mayor a lo registrado por Díaz-Ruiz *et al.* (2002) con 132 y por Garza-Pérez *et al.* (2001) con 85 especies en este ecosistema. Se observó que la composición de especies en el sistema Akumal presenta variaciones de una zona a otra, con menor número de especies en la laguna arrecifal y mayor en la pendiente, lo que sugiere que las características ambientales como la profundidad y áreas de mayor cobertura de coral vivo (Bell & Galzin, 1984; Coker *et al.*, 2014) y complejidad estructural del hábitat determinan la composición y permanencia de las especies en el sistema a través del tiempo (Almany, 2004; Arias-González *et al.*, 2011).

Se determinaron trece especies como dominantes en el sistema, éstas utilizan los diferentes hábitats durante su desarrollo biológico, lo cual se reflejó en sus patrones de permanencia y gran abundancia de manera estacional, coexistiendo con otras especies que compiten por los mismos recursos en los arrecifes como alimento y espacio. Este comportamiento se observó en las especies *A. coeruleus* y *A. chirurgus* que forman grandes cardúmenes principalmente de adultos en el frente y pendiente arrecifales en profundidades de 10 a 12 metros durante los meses cálidos, mientras que los juveniles se distribuyen en cavidades y áreas protegidas someras de la laguna arrecifal y arrecife posterior durante los meses fríos compitiendo con éxito dentro del sistema, lo que también ha sido documentado en el Caribe por Bell & Kramer (2000), Wetherbee *et al.* (2007), Graham & Nash (2013), Schmitter-Soto *et al.* (2018).

La variedad de las distintas categorías tróficas en el sistema está determinada por la disponibilidad de alimentos y presas en el arrecife. De esta manera, se encontró mayor proporción de especies zoobentónicas como los haemúlidos y lutjánidos que se alimentan principalmente de macroinvertebrados móviles bentónicos. Se registraron omnívoros como *Aluterus scriptus* (Osbeck, 1765) y *Cantherhines pullus* (Ranzani, 1842) cuya dieta incluye invertebrados, macroalgas y vegetación. Asimismo, especies herbívoras como *A. coeruleus*, *Sparisoma aurofrenatum* (Valenciennes, 1840) y *Kyphosus sectatrix* (Linnaeus, 1766) las cuales desempeñan un papel fundamental al controlar el crecimiento de macroalgas en estos sistemas. Los hábitos alimenticios de las especies están relacionados con sus ciclos de vida, la dinámica ambiental y la complejidad de cada zona arrecifal que influye en la disponibilidad de recursos alimenticios para los peces. Patrones similares sobre la organización trófica en arrecifes coralinos ha sido descrita por Díaz-Ruiz *et al.* (1998), Halpern & Floeter (2008), Hitt *et al.* (2011), Stewart & Jones (2011), Alemu (2014), Morillo-Velarde *et al.* (2018), Martínez-Rendis *et al.* (2019), Guerra *et al.* (2023).

La diversidad y la riqueza de especies varió entre los hábitats del arrecife como efecto de la distribución, dominancia y movimientos migratorios de las especies en el espacio y tiempo, así como de la estructura, complejidad y variación ambiental en cada zona del sistema. En las estaciones someras de la laguna arrecifal, donde predomina la cobertura de pastos marinos y coral blando, ambos índices fueron más bajos, asociados a la presencia de especies juveniles de las familias Acanthuridae, Gerreidae, Haemulidae, Lutjanidae y Pomacentridae, que utilizan esta zona para protección, alimentación y crecimiento (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998; Claydon *et al.*, 2012). La diversidad y la riqueza fueron mayores en zonas profundas de la pendiente arrecifal donde la presencia de especies con individuos grandes se distribuyó principalmente en áreas de coral racemoso y coral masivo de este hábitat, como los serránidos y escáridos. Durante los meses del año la diversidad y la riqueza mostraron diferencias temporales, con los valores más altos de marzo a mayo (meses cálidos), mientras que los más bajos para H' en julio y septiembre y para D en junio, octubre y noviembre (meses de lluvias y nortes), donde este comportamiento se relaciona con los patrones de migración y uso de cada hábitat por las especies a través del tiempo (Díaz-Ruiz *et al.*, 1996; Bell & Kramer, 2000). En estudios realizados en arrecifes del Caribe se ha reportado un comportamiento similar al previo, donde la diversidad y la riqueza también están determinadas por otros factores como la abundancia de las especies, la dominancia, presencia de vegetación sumergida, cobertura de coral vivo, profundidad y el oleaje, así como por actividades antropogénicas (Nagelkerken *et al.*, 2001; Friedlander *et al.*, 2007; Almany, 2004; Hitt *et al.*, 2011; Alemu, 2014; Green *et al.*, 2015).

La abundancia de los peces en Akumal está influenciada principalmente por las condiciones ambientales del sistema y por las migraciones de las especies durante sus ciclos de vida (Semmens *et al.*, 2005). Este comportamiento fue similar en este estudio, con la mayor densidad de peces en áreas profundas con mayor complejidad arrecifal del frente y pendiente arrecifal, donde se observaron especies gregarias como, *A. chirurgus*, *A. coeruleus*, *A. saxatilis* y *H. sciurus* que se mueven de un hábitat a otro durante sus ciclos de vida. La densidad más baja se presentó en áreas someras de la laguna arrecifal donde prevalecen pastos marinos y en el arrecife posterior con predominancia de arenas, se asociaron especies de comportamientos solitarios como *Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre, 1788), *Urobatis jamaicensis* (Cuvier, 1816), *Gymnothorax moringa* (Cuvier, 1829) y *Bothus lunatus* (Linnaeus, 1758). Durante el año la densidad fue mayor en abril y mayo, así como en septiembre, octubre y diciembre, lo cual reflejó patrones de distribución y abundancia relacionados con el comportamiento biológico y ecológico de las especies entre los diferentes hábitats (Núñez-Lara & Arias-González, 2005; Bell & Kramer, 2000; Díaz-Ruiz *et al.*, 2007; Verweij & Nagelkerken, 2007; Hernández-Landa *et al.*, 2014; Nagelkerken *et al.*, 2017).

La comunidad de peces del sistema Akumal está organizada por diferentes conjuntos de especies que se relacionan con la complejidad de los hábitats, en particular con las coberturas bentónicas y profundidad, que explican su distribución y abundancia en escala estacional. Esta relación ha sido analizada en sistemas coralinos del Caribe mexicano por Alvarez-Filip *et al.* (2011b), Cocker *et al.* (2014), Aguilar-Medrano & Arias-González (2018), destacando la permanencia de grupos de especies estrechamente vinculadas con ambientes específicos de coral vivo para alimentación y protección. Las asociaciones de peces de Akumal indicaron que la pendiente arrecifal dominada por coral masivo

registró la mayor riqueza y abundancia numérica por ser un hábitat de mayor complejidad coralina. Este ambiente y el frente arrecifal comparan un alto número de especies, no obstante, especies zoobentívoras como *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822) y piscívoras como *Mycteroperca interstitialis* (Poey, 1860) y *M. tigris* (Valenciennes, 1833) se registraron solo en la pendiente con abundancias bajas. Asimismo, las especies zoobentívoras, *Halichoeres garnoti* (Valenciennes, 1839), herbívoras, *S. taeniopterus* y omnívoras, *Stegastes leucostictus* (Müller & Troschel, 1848) se registraron con abundancias altas en este hábitat. El frente arrecifal y el arrecife posterior, ambos con mayor proporción de coral racemoso presentaron especies en número similar, no obstante, las composiciones son menos parecidas entre estos como lo indicó ANOSIM-NMDS. Las especies que solo se presentaron en el frente arrecifal fueron *Chromis insolata* (Cuvier, 1830) e *Hypoplectrus indigo* (Poey, 1851). En tanto que para el arrecife posterior se registraron un gran número de especies como *Acanthostracion polygonium* Poey, 1876, *Alphesthes afer* (Bloch, 1793) y *Calamus calamus* (Valenciennes, 1830). Las especies asociadas a la laguna arrecifal son especies con diferentes niveles tróficos como *Anisotremus virginicus* (Linnaeus, 1758), *Halichoeres bivittatus* (Bloch, 1791), *Lutjanus griseus* (Linnaeus, 1758), y *Sparisoma chrysopterus* (Bloch & Schneider, 1801), que dependen de zonas someras con pastos marinos y protección que utilizan como áreas de crianza, lo cual es similar a lo reportado en otros arrecifes (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998; Friedlander *et al.*, 2007; Adam *et al.*, 2011; Clayton *et al.*, 2012; Negelkerken *et al.*, 2017). Las especies registradas en este hábitat tuvieron mayor similitud con las del arrecife posterior, no obstante, se observó que los conjuntos ícticos del sistema tienen amplio movimiento entre ellos relacionado con la complejidad de los hábitats, sus patrones de migración, y requerimientos biológicos.

El presente estudio representa una evaluación de referencia sobre la ictiofauna y comportamiento ambiental de arrecifes del Caribe mexicano para comprender el estado de salud de estos ecosistemas. La salud de los arrecifes está influenciada por complejas interacciones biológicas y ecológicas entre sus comunidades bióticas y las características ambientales de los hábitats de estos sistemas en escalas espacio temporales. Actualmente los peces de estos arrecifes siguen amenazados por la destrucción de hábitats, sobrepesca, especies invasoras, cambio climático, contaminación y turismo no controlado lo que causa cambios en la estructura y función de sus comunidades (Díaz-Ruiz *et al.*, 2019; Randazzo-Eisemann *et al.*, 2021, 2022b; Correa *et al.*, 2025; Mandal & Banerjee, 2025). Esto determina realizar estudios comparativos que contribuyan a un conocimiento más amplio de la estructura coralina y sus comunidades biológicas para la evaluación del estado de salud, su conservación, manejo y resiliencia de sus recursos en los arrecifes del Caribe mexicano.

AGRADECIMIENTOS

Al Departamento de Hidrobiología de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa por el apoyo económico e institucional a través del proyecto "Caracterización Ecológica de los Ambientes Costeros Mexicanos" (UAMI-CBS, 2023-2026). Los autores agradecen a Michael Mulgrew y Paul Sánchez-Navarro del Centro Ecológico de Akumal, A.C., a Donald Bremer y Pablo Díaz de DiveShop Akumal y a todos los estudiantes su apoyo en los muestreos de campo. Se agradece a los árbitros sus comentarios y sugerencias realizadas.

REFERENCIAS

- ADAM, T. C., R. J., SCHMITT, S. J. HOLBROOK, A. J. BROOKS, P. J. EDMUNDS, R. C. CARPENTER & G. BERNARDI. 2011. Herbivory, connectivity, and ecosystem resilience: response of a coral reef to a large-scale perturbation. *PLoS One* 6 (8): e23717. DOI: 10.1371/journal.pone.0023717
- AGUILAR-MEDRANO, R. & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2018. Functional reef fish groups of the Mexican Caribbean: implications of habitat complexity. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89: 1138-1153. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2018.4.2398
- ALDANA MORENO, A., J. MONTERO MUÑOZ & D. ALDANA ARANDA. 2016. Variación espacio-temporal de la ictiofauna del Parque marino Xel-Há, Caribe mexicano y su relación con los parámetros físico-químicos. *Revista de Biología Tropical* 64 (4): 1353-1367. DOI: 10.15517/rbt.v64i4.22703
- ALMANY, G. R. 2004. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia* 141 (1): 105-113. DOI: 10.1007/s00442-004-1617-0
- ALEMU, J. B. 2014. Fish assemblages on fringing reefs in the southern Caribbean: biodiversity, biomass and feeding types. *Revista de Biología Tropical* 62 (Suppl. 3):169-178. DOI: 10.15517/rbt.v62i0.15912
- ALVAREZ-FILIP, L., N. K. DULVY, I. M. CÔTÉ, A.R. WATKINSON & J. A. GILL. 2011a. Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications* 21(6): 2223-2231. DOI: 10.2307/41416650
- ALVAREZ-FILIP, L., J. A. GILL & N. K. DULVY. 2011b. Complex reef architecture supports more small-bodied fishes and longer food chains on Caribbean reefs. *Ecosphere* 2 (10): 118. DOI: 10.1890/ES11-00185.1
- ALVAREZ-FILIP, L., M. J. PADDACK, B. COLLEN, D. R. ROBERTSON & I. M. CÔTÉ. 2015. Simplification of Caribbean reef-fish assemblages over decades of coral reef degradation. *Plos One* 10 (4): e0126004. DOI: 10.1371/journal.pone.0126004
- ARIAS-GONZÁLEZ, J. E., E. NÚÑEZ-LARA, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, & P. LEGENDRE. 2011. Indicadores del paisaje arrecifal para la conservación de la biodiversidad de los arrecifes de coral del Caribe. *Ciencias Marinas* 37(1): 87-96. DOI:10.7773/cm.v37i1.1746
- ARONSON, R. B. E. & D. W. SWANSON. 1997. Video surveys of coral reefs: uni- and multivariate applications. In: Lessons, H. A. & I. G. Macintyre (eds.). *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*. Smithsonian Tropical Research Institute, Panama, 2. pp.1441-1448
- BELL, J.D. & R. GALZIN. 1984. Influence of live coral cover on coral reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 15: 265-274. DOI:10.3354/meps015265
- BELL, T. & D. L. KRAMER. 2000. Territoriality and habitat use by juvenile blue tangs, *Acanthurus coeruleus*. *Environmental Biology of Fishes* 58 (4): 401-409. DOI: 10.1023/A:1007653318174
- BELTRÁN TORRES, A. U., L. ÁLVAREZ FILIP & J. P. CARRICART GANIVE. 2023. Descripción del sistema arrecifal del Caribe mexicano. In: Vega Nova, H. & A. Mendoza Ochoa (eds.). *Oxtankah: una ciudad prehispánica en las tierras bajas del área maya. Vol. I. El medio ambiente*. México, Secretaría de Cultura, INAH, pp. 53-69.

- BOZEC, Y. M., L. ALVAREZ-FILIP & P. J. MUMBY. 2015. The dynamics of architectural complexity on coral reefs under climate change. *Global Change Biology* 21 (1): 223-235. DOI: 10.1111/gcb.12698
- CLARKE, K. R., R. N. GORLEY, P. J. SOMERFIELD & R. M. WARWICK. 2014. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 3rd ed. PRIMER-E: Plymouth, 262 p.
- CLAYDON, J. L. B., M. L. McCORMICK & G. P. JONES. 2012. Patterns of migration between feeding and spawning sites in a coral reef surgeonfish. *Coral Reefs* 31 (1): 77-87. DOI: 10.1007/s00338-011-0821-8
- COKER, D. J., S. K. WILSON & M. S. PRATCHETT. 2014. Importance of live coral habitat for reef fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24 (1): 89-126. DOI: 10.1007/s11160-013-9319-5
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE AREAS PROTEGIDAS). 2016a. *Acuerdo por el que se da a conocer el Programa de Protección del Área de Refugio para la Protección de Especies Marinas denominada Bahía de Akumal*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. marzo 7: 104-129.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE AREAS PROTEGIDAS). 2016b. *Decreto por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Caribe Mexicano*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. septiembre 23: 1-52.
- CORREA, D., C. A. VILLEGAS-SÁNCHEZ, H. PÉREZ-ESPAÑA & L. ALVAREZ-FILIP. 2025. Reef health status of the southwestern Gulf of Mexico and Mexican Caribbean coral reefs. *Ciencias Marinas* 50 (1B): e3501. DOI: 10.7773/cm.y2025.3501
- D'AGOSTINO, R.B. & E.S. PEARSON. 1973. Tests for departure from normality. Empirical results for the distributions of b_2 and $\sqrt{b_1}$. *Biometrika* 60: 613-622. DOI: 10.1093/biomet/60.3.613
- DE LA CRUZ-AGÜERO, G. 1994. *ANACOM Sistema para el análisis de comunidades*. Versión 3.0. Manual del usuario. CICIMAR-IPN. ISBN 970-91358-05, México, pp. 99.
- DÍAZ-RUIZ, S., A. AGUIRRE-LEÓN, C. MACUITL & O. PÉREZ. 1996. Seasonal patterns of distribution and abundance of snappers in the Mexican Caribbean. In: Arreguin-Sánchez, F., J. L. Munro, M. C. Balgos & D. Pauly (eds.). *Biology, Fisheries and Culture of Tropical Groupers and Snappers*. ICLARM Conference Proceedings. 48, pp. 43-50
- DÍAZ-RUIZ, S., A. AGUIRRE-LEÓN & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 1998. Habitat interdependence in coral reef ecosystems: A case study in a Mexican Caribbean reef. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 1: 387-397. DOI: 10.1080/14634989808656932
- DÍAZ-RUIZ, S., E. CANO-QUIROGA, R. ORTEGA, R. MARTÍNEZ & A. AGUIRRE-LEÓN. 2002. *Caracterización Ecológica del Sistema Arrecifal Coralino de Akumal, Caribe Mexicano*. Reporte Técnico, CBS-UAMI. México. 173 p.
- DÍAZ-RUIZ, S., C. ALVA-BASURTO & A. AGUIRRE-LEÓN. 2007. Distribución y abundancia de las especies de peces "cirujano" (Acanthuridae) en arrecifes del Caribe mexicano. *Revista Contactos* 63: 52-58. DOI: 10.24275/UAMI.V118RD80B
- DÍAZ-RUIZ, S., A. AGUIRRE-LEÓN & M. GAZCA-CASTRO. 2019. Biodiversidad de los peces en el sistema arrecifal mesoamericano, Caribe mexicano. In: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil, & J. Gutiérrez (eds.). *Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos*. Universidad Autónoma de Campeche, Red Ricomar, México, pp. 117-129
- EGGERTSEN, M., D. H. CHACIN, J. VAN LIER, L. EGGERTSEN, C. J. FULTON, S. WILSON, C. HALLING & C. BERKSTRÖM. 2020. Seascape configuration and fine-scale habitat complexity shape parrotfish distribution and function across a coral reef lagoon. *Diversity* 12 (10): 1-19. DOI: 10.3390/d12100391
- ELLIOTT, M., A. K. WHITFIELD, I. C. POTTER, S. J. M. BLABER, D. P. CYRUS, F. G. NORDLIE & T. D. HARRISON. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8 (1): 241-268. DOI:10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- FRIEDLANDER, A. M., E. BROWN & M. E. MONACO. 2007. Defining reef fish habitat utilization patterns in Hawaii: comparisons between marine protected areas and areas open to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 351: 221-233. DOI: 10.3354/meps07112
- FROESE, R. & D. PAULY (eds.). 2025. FishBase. Version 03. World Wide Web electronic publication. Disponible en línea: <http://www.fishbase.org>. (consultado el 16 de mayo, 2025).
- GARCÍA, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México: Instituto de Geografía, UNAM, México. 90 p.
- GARZA-PÉREZ, J. R., M. MATA-LARA, S. GARCÍA-GUZMÁN & A. SCHIRP. 2001. Estado de condición del Arrecife Akumal, Quintana Roo. Reporte Técnico DEGAPA-PAPINE, UNAM-PE100910. 44 p.
- GAZCA-CASTRO, M., A. AGUIRRE-LEÓN, S. DÍAZ-RUIZ & S. ÁLVAREZ-HERNÁNDEZ. 2024. El ambiente como factor que estructura la comunidad de peces del sistema fluvio-lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Hidrobiológica* 34 (3): 153-166. DOI: 10.24275/BPOE8175
- GRAHAM, N. A. J. & K. L. NASH. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32: 315-326. DOI: 10.1007/s00338-012-0984-y
- GREEN, A. L., A. P. MAYPA, G. R. ALMANY, K.L. RHODES, R. WEEKS, R. A. ABESAMIS, M. G. GLEASON, P. J. MUMBY & A. T. WHITE. 2015. Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews* 90: 1215-1247. DOI: 10.1111/brv.12155
- GUERRA, A. S., J. C. VAN WERT, A. J. HAUPT, D. J. McCAULEY, E. J. ELIASON, H. S. YOUNG, D. LECCHINI, T. D. WHITE & J. E. CASELLE. 2023. Differences in the behavior and diet between shoaling and solitary surgeonfish (*Acanthurus triostegus*). *Ecology and Evolution* 13 (1): 1- 21. DOI: 10.1002/ece3.9686
- HALPERN, B. & S. FLOETER. 2008. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 364: 147-156. DOI: 10.3354/meps07553
- HAIR, J. F., W.C. BLACK, B. J. BABIN & R.E. ANDERSON. 2019. *Multivariate data analysis*. 8th ed. Cengage Learning. 813 p.
- HEIMAN, G.W. (ed.) 2014. *Basic statistics for the behavioral sciences*. 7th ed. Wadsworth, Cengage Learning. 504 p.
- HERNÁNDEZ-LANDA, R.C., G. ACOSTA-GONZÁLEZ, E. NÚÑEZ-LARA & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2014. Spatial distribution of surgeonfish and parrotfish in the north sector of the Mesoamerican Barrier Reef System. *Marine Ecology* 36 (3): 432-446. DOI: 10.1111/maec.12152

- HERNÁNDEZ-TERRONES, L. M., K. A. NULL, D. ORTEGA-CAMACHO & A. PAYTAN. 2015. Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Continental Shelf Research* 102: 62-72. DOI:10.1016/j.csr.2015.04.015
- HITT, S., S. PITTMAN & R. NEMETH. 2011. Diel movements of fishes linked to benthic seascape structure in a Caribbean coral reef ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 427: 275-291. DOI: 10.3354/meps09093
- HUMANN, P. & N. DELOACH. 2002. *Reef Fish*. Identification. 3rd ed. New World Publications, Inc. Jacksonville, FL. 490 p.
- KOMYAKOVA, V., P.L. MUNDAY & G. P. JONES. 2013. Relative importance of coral cover, habitat complexity and diversity in determining the structure of reef fish communities. *PLoS One* 8 (12): e83178. DOI: 10.1371/journal.pone.0083178
- LEVENE, H. 1960. Robust test for equality on variance. *In: Olkin, I., S.G. Ghurye, W. Hoefding, W.G. Madow & H.B. Mann (eds.). Contributions to probability and statistics*. Stanford University Press, pp. 278-292.
- MANDAL, A. & M. BANERJEE. 2025. Understanding and improving sustainable use of coral reef resources. *Academia Environmental Sciences and Sustainability*, 2: 1-12. DOI:10.20935/AcadEnvSci7569
- MATA-LARA, M., J.R. GARZA-PÉREZ & P. SALLES AFONSO DE ALMEIDA. 2016. *Camino a la Resiliencia: Monitoreo Socioeconómico de Akumal, Q. Roo*. LANRESC, Yucatán, México. Reporte Técnico, 84 p.
- MARTÍNEZ-RENDIS, A., G. ACOSTA-GONZÁLEZ & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2019. Spatio-temporal long-term assessment on the ecological response of reef communities in a Caribbean marine protected area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30 (2): 273-289. DOI: 10.1002/aqc.3263
- MORILLO-VELARDE, P. S., P. BRIONES-FOURZÁN, L. ÁLVAREZ-FILIP, S. AGUIÑIGA-GARCÍA, A. SÁNCHEZ-GONZÁLEZ & E. LOZANO-ÁLVAREZ. 2018. Habitat degradation alters trophic pathways but not food chain length on shallow Caribbean coral reefs. *Scientific Reports* 8: 1-12. DOI:10.1038/s41598-018-22463-x
- MUMBY, P. J., A. J. EDWARDS, J. E. ARIAS GONZÁLEZ, K. C. LINDEMAN, P. G. BLACKWELL, A. GALL, M. I. GORCZYNSKA, A. R. HARBORNE, C. L. PESCOD, H. RENKEN, C. C. WABNITZ & G. LLEWELLYN. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish in the Caribbean. *Nature* 427: 533-536. DOI: 10.1038/nature02286
- MUMBY, P.J. & A. HASTINGS. 2008. The impact of ecosystem connectivity on coral reef resilience. *Journal of Applied Ecology* 45: 854-862. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01459.x
- MARTÍNEZ-RENDIS A, G. ACOSTA-GONZÁLEZ & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2019. A spatio-temporal long-term assessment on the ecological response of reef communities in a Caribbean marine protected area. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystem* 30 (2): 1-17. DOI: 10.1002/aqc.3263
- MOLINA-HERNÁNDEZ, A. L., J.R. GARZA-PÉREZ & A. ARANDA-FRAGOSO. 2018. Identifying management challenges and implementation shortcomings of a new fishing refuge: Akumal reef, Mexico. *Ocean and Coastal Management* 161: 127-140. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2018.04.030
- MUÑOZ-CHAGÍN, R.F. & G. DE LA CRUZ-AGÜERO. 1993. Corales de arrecife de Akumal, Quintana Roo. *In: Salazar-Vallejo, S. & N.E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO-CIQR0, pp. 761-771
- NAGELKERKEN, I., S. KLEIJNEN, T. KLOP, R. A. VAN DEN BRAND, E. COCHERET DE LA MORINIÈRE & G. VAN DER VELDE. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series* 214: 225-235. DOI: 10.3354/MEPS214225
- NAGELKERKEN, I., K. B. HUEBERT, J. E. SERAFY, M. G. GROL, M. DORENBOSCH & C. J. BRADSHAW. 2017. Highly localized replenishment of coral reef fish populations near nursery habitats. *Marine Ecology Progress Series* 568: 137-150. DOI: 10.3354/meps12062
- NCSS STATISTICAL SOFTWARE (2007). NCSS, LLC. Kaysville, Utah, EE. UU., ncss.com/software/ncss. Disponible en línea: <https://www.NCSS.com>
- NELSON, J.S., T.C. GRANDE & M.V. WILSON (eds.). 2016. *Fishes of the world*. 5th ed. Wiley & Sons. New Jersey. 707 p.
- NÚÑEZ-LARA, E., C. GONZÁLEZ-SALAS, M. A. RUIZ-ZARATE, R. HERNÁNDEZ-LANDA & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2003. Condition of coral reef ecosystems in Central-Southern Quintana Roo (Part 2: Reef Fish Communities). *In: J.C. Lang (ed.). Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program*. pp. 338-359
- NÚÑEZ-LARA, E. & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2005. The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *Journal of Fish Biology* 53: 209-221. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1998.tb01028.x
- RANDAZZO-EISEMANN A., J. R. GARZA-PÉREZ, I. PENÍE-RODRÍGUEZ & B. FIGUEROA-ZAVALA. 2021. 25 years of multiple stressors driving the coral-algae phase shift in Akumal, Mexico. *Ocean & Coastal Management* 214: 105917. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2021.105917
- RANDAZZO-EISEMANN, A. & J. R. GARZA-PÉREZ. 2022a. The effects of coral assemblage shift on reef functions in Akumal, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 695: 53-63. DOI:10.3354/meps14099
- RANDAZZO-EISEMANN, A., J. R. GARZA-PÉREZ & B. FIGUEROA-ZAVALA. 2022b. The role of coral diseases in the flattening of a Caribbean Coral Reef over 23 years. *Marine Pollution Bulletin* 181: 11385. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.113855
- ROBERTSON, D. R., E. A. PEÑA, J. M. POSADA, R. CLARO & C. ESTAPE. 2023. Peces Costeros del Gran Caribe: sistema de Información en línea. Versión 3.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. Disponible en línea: <http://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/thefishes/species/2744>
- ROY, R.E. 2024. Akumal's reefs: Stony coral communities along the developing Mexican Caribbean coastline. *Revista de Biología Tropical* 52 (4): 869-881. DOI:10.15517/rbt.v1i1
- SCHMITTER-SOTO, J. J. 2011. Peces. *In: Pozo, C. (ed.). Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un Análisis para su Conservación*. ECOSUR-CONABIO, México, pp. 227-232

- SCHMITTER-SOTO, J. J., L. VÁSQUEZ YEOMANS, A. AGUILAR PERERA, C. CURIEL & J. A. CABALLERO. 2000. *Lista de peces marinos del Caribe mexicano. Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología* 71 (2): 143-177. Disponible en línea en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45871204>
- SCHMITTER-SOTO, J. J., A. AGUILAR-PERERA, A. CRUZ-MARTÍNEZ, R L. HERRERA-PAVÓN, A. A. MONTES-ARANDA & D. COBIAN-ROJAS. 2018. Interdecadal trends in composition, density, size and mean trophic level of fish species and guilds before and after coastal development in the Mexican Caribbean. *Biodiversity and Conservation* 27 (10): 459-474. DOI: 10.1007/s10531-017-1446-1
- SEMMENS, B. X., D. R. BRUMBAUGH & J. A. DREW. 2005. Interpreting space use and behavior of blue tang, *Acanthurus coeruleus*, in the context of habitat, density, and intra-specific interactions. *Environmental Biology of Fishes* 74 (1): 99-107. DOI: 10.1007/s10641-005-6467-z
- StatSoft, Inc. 2013. *STATISTICA Data analysis software system, ver. 13*. Disponible en línea: <https://www.statsoft.com/en/software/statistica>
- STEWART, B. D. & G. P. JONES. 2011. Association between the abundance of piscivorous fishes and their prey on coral reefs: implications for prey-fish mortality. *Marine Biology* 138: 383-397. DOI: 10.1007/s002270000468
- VERWEIJ, M. C. & I. NAGELKERKEN. 2007. Short and long-term movement and site fidelity of juvenile Haemulidae in back-reef habitats of a Caribbean embayment. *Hydrobiologia* 592 (1): 257-270. DOI: 10.1007/s10750-007-0772-9.
- WETHERBEE, B. M., GRUBER, S. H. & ROSA, R. S. 2007. Movement patterns of juvenile lemon sharks *Negaprion brevirostris* within Atol das Rocas, Brazil: a nursery characterized by tidal extremes. *Marine Ecology Progress Series* 343: 283-293. DOI: 10.3354/meps06920