

## Comunidad de peces arrecifales: posibles afectaciones del cambio climático

### Reef fish community: possible effects of climate change

**Humberto López-Ríos**

M.Sc. en Ciencias Marinas y Costeras

Programa de Maestría en Ciencias Marinas y Costeras

Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre, Escuela de Ciencias Biológicas,

Universidad Nacional

[hantlopez@gmail.com](mailto:hantlopez@gmail.com)

<https://orcid.org/0000-0001-8527-6062>

**Lilliana María Piedra-Castro**

Dra. Ciencias Naturales para el Desarrollo con énfasis en gestión de recursos naturales

Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre, Escuela de Ciencias Biológicas,

Universidad Nacional

[lilliana.piedra.castro@una.ac.cr](mailto:lilliana.piedra.castro@una.ac.cr)

<https://orcid.org/0000-0003-4878-1531>

#### Resumen

Las comunidades ícticas de los sistemas arrecifales están siendo presionadas como consecuencia del cambio climático sobre los ecosistemas marinos, especialmente por el aumento de la temperatura, la acidificación y la proliferación de algas. Así como por factores antrópicos que actúan de forma sinérgica. El objetivo de este trabajo es analizar el impacto de las afectaciones del cambio climático sobre la comunidad de peces en el Caribe Sur de Costa Rica. Se realizaron 21 inmersiones en el Parque Nacional de Cahuita, donde se efectuaron 42 video transectos a tres profundidades en los parches arrecifales. Se encontraron 90 especies de peces en total. En la profundidad de 1 m se reportan 50 especies, a 6 m de profundidad se reportan 63 y a 10 m de profundidad, 48 especies. Algunas especies más vulnerables sufrirán procesos de migración como consecuencia de la tolerancia a la temperatura, buscando aguas más frías hacia el hemisferio norte o sur mientras que otras menos tolerantes podrían desaparecer. Algunos peces que se alimentan específicamente de corales, pueden verse afectados porque se han reportado afectaciones de las comunidades arrecifales. Estos procesos son complejos y podrían cambiar la estructura y composición de las comunidades de peces a corto o a largo plazo. Se concluye que la comunidad íctica del arrecife es vulnerable a las presiones ejercidas por el cambio climático, y puede tender a simplificarse en respuesta a la adaptación a estos cambios.

**Palabras clave:** Arrecife; ictiofauna; Cahuita; cambio climático; Caribe.

## Abstract

Fish communities in reef systems are being pressured as a result of climate change on marine ecosystems, especially from rising temperatures, acidification and algal blooms. As well as by anthropic factors that act synergistically. The objective of this work is to analyze the impact of the climate change effects on the fish community in the Southern Caribbean of Costa Rica. Twenty-one dives were made in the Cahuita National Park, where 42 video-transects were made at three depths in the reef patches. A total of 90 species of fish were found. In the depth of 1 meter 50 species are reported, at 6 meters deep 63 are reported and at 10 meters depth, 48 species. Some vulnerable species will undergo migration processes as a result of temperature tolerance, looking for colder waters towards the northern or southern hemisphere while others less tolerant could disappear. Some fish that feed specifically on corals may be affected because the reef communities have been affected. These processes are complex and could change the structure and composition of fish communities in the short or long term. It concludes that the reef fish community is vulnerable to the pressures exerted by climate change, and may tend to be simplified in response to adaptation to these changes.

**Keywords:** Reef; ichthyofauna; Cahuita; climate change; Caribbean.

## Introducción

El cambio climático se refiere a las modificaciones en cualquier aspecto del clima del planeta (Miller 2007), que trae consigo cambios e impactos en los ecosistemas, especialmente los marinos. Estos impactos se reflejan en el aumento del contenido calórico y de la temperatura a un ritmo acelerado, se ve modificado el nivel del mar, y es evidente como se derriten los glaciares y mantos de hielo (Romero et al., 2014; Reid, 2016). Estos cambios han producido el blanqueamiento de corales, producto de episodios de temperaturas elevadas del mar en los últimos 20 años (Oliver, Berkelmans, y Eakin, 2018), dando como resultado pérdidas significativas de coral vivo.

No solo los corales se afectan por este fenómeno, sino también la comunidad que vive en estos biomas. Los peces son un componente importante de estos ecosistemas, (McClanahan 2000; Bellwood et al. 2004; Dulvy et al. 2004) además de formar parte de los medios de vida para las personas en las zonas costeras tropicales (Pauly et al. 2002). La mayoría de los peces de arrecife están estrechamente asociados con el sustrato (Choat y Bellwood 1991), lo que los hace muy susceptibles a perturbaciones que alteren la estructura biológica o física de sus hábitats (Wilson et al. 2006; Pratchett et al. 2008 a, b).

Otro impacto importante del cambio climático sobre los océanos, ha sido la redistribución de los organismos marinos, que se desplazan hacia altas latitudes o hacia aguas más profundas a medida que la temperatura aumenta (Sunday, Bates y Duty 2012; Poloczanska et al. 2013). Los cambios a largo plazo en la distribución de las especies se han relacionado con variaciones graduales en la temperatura (Pinsky et al. 2013; Kleisner 2016),

ya que las distribuciones geográficas de las especies marinas están fuertemente vinculadas a la tolerancia a la temperatura (Sunday, Bates y Duty 2012). Además, la productividad de las especies regionales (Hettler 1992; Meng, Oremus y Gaines 2016) y la fenología (Sims et al. 2001; Mills et al. 2013) pueden ser altamente sensibles a los cambios de la temperatura del agua, lo que puede ser un propulsor de alteraciones a largo plazo (Morley, Batt y Pinsky 2017).

Sumado a lo anterior, los sedimentos afectan a los peces de arrecife, ya sea directamente en el crecimiento o la supervivencia en diferentes etapas de la vida, o indirectamente, a través de los efectos sobre la cubierta de coral o la complejidad topográfica. La estrecha asociación entre los peces de arrecife y su hábitat subyacente (Jones y Syms 1998; Jones et al. 2004; Wilson et al. 2006) sugieren que cualquier cambio inducido por sedimentos en la estructura del ecosistema, tendrá efectos importantes en los peces asociados a los corales. En términos de efectos directos, la visión reducida causada por la turbidez puede dificultar la capacidad de búsqueda de alimento de los peces, lo que podría conducir a una disminución de la abundancia o limitar su crecimiento (Williams et al. 1986; Kingsford y Hughes 2005).

Por otra parte, la invasión de los arrecifes por macroalgas compite por espacio con los corales e inhibe su crecimiento. Estas algas marinas mostraron una abundancia bastante baja en los arrecifes del Caribe (Suchley et al. 2016); pero actualmente, la mayoría de estos ecosistemas están invadidos por ellas. La proliferación de macroalgas se debe principalmente al inadecuado tratamiento de aguas residuales; a los afluentes agrícolas e industriales; al desarrollo costero; y a la destrucción del hábitat, como ocurre con las pérdidas de manglares y pastos marinos (McField et al. 2018).

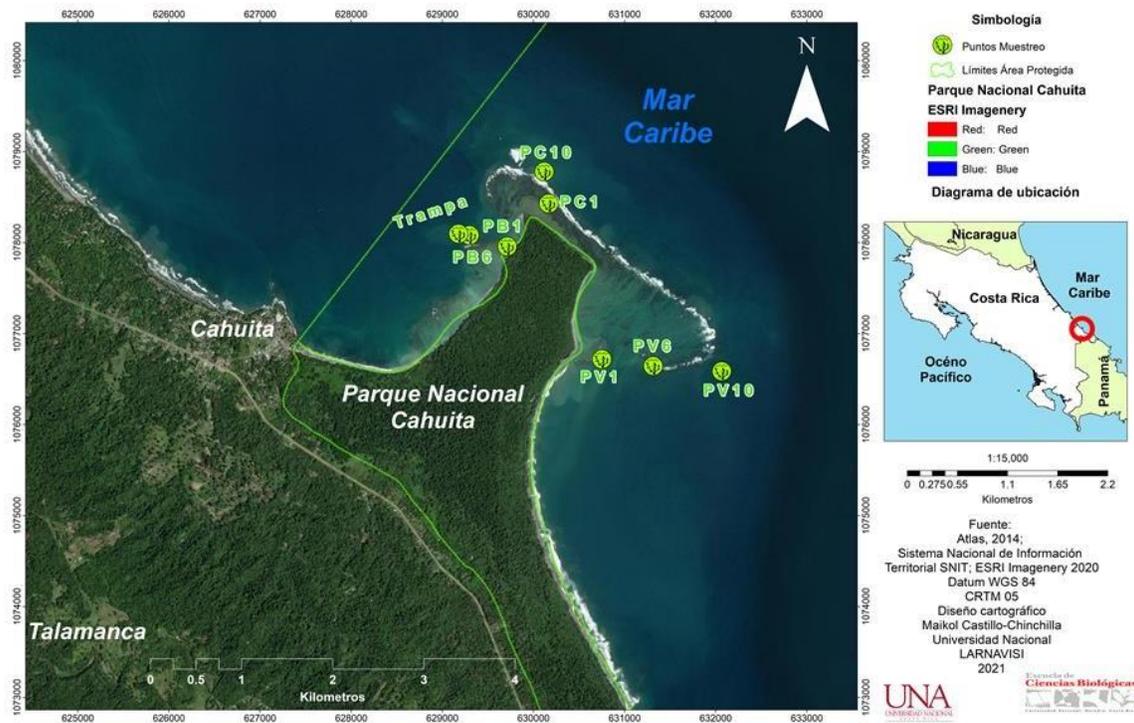
La acidificación de los océanos es otro factor que presiona a las comunidades de peces. Es complicado evaluar el impacto que este proceso tendría en los peces, siendo probable que muchos de ellos se vean afectados de forma negativa. Estas presiones pueden ocasionar la desaparición de los arrecifes tropicales y muchas especies de importancia comercial que dependen de ellos se verían amenazadas, puesto que les sirven de alimento y protección (Ishimatsu et al. 2004).

Este panorama no es halagüeño, sobre todo porque el conocimiento actual es escaso para predecir lo que sucederá con los peces, en un mundo con alto contenido de CO<sub>2</sub> en diferentes escalas temporales. Sobre la base de la evidencia disponible, afectará directamente a los peces a través de impactos agudos y potencialmente letales en las funciones fisiológicas vitales, e impactos subletales crónicos en aspectos más sutiles, pero aún esenciales del ciclo de vida. Tales niveles en el agua influyen indirectamente en los peces a través de impactos en el medio ambiente acuático, como el aumento de la temperatura del agua y en la estructura y función del ecosistema (Ohsumi 2004).

Por consiguiente, el objetivo de este trabajo será analizar la comunidad de peces del Parque Nacional Cahuita, Costa Rica, y los posibles impactos que les genera el cambio climático.

## **Metodología**

Para seleccionar los sitios de muestreo se realizó una gira preliminar en noviembre de 2017, para el reconocimiento y geoposicionamiento de los puntos, empleando un GPS Garmin 60 CSX. Los puntos de muestreo fueron situados en tres zonas arrecifales del área de estudio: Playa Blanca (PB), Punta Cahuita (PC) y Puerto Vargas (PV) donde por lo general, el acceso a los turistas es limitado, y en cada uno se ubicaron a tres profundidades (1, 6 y 10 m), considerando que estuvieran colocados sobre parches de coral (**Figura 1**). En las zonas de Playa Blanca y Punta Cahuita solamente se encontraron dos profundidades, debido a la poca variabilidad topográfica del terreno.



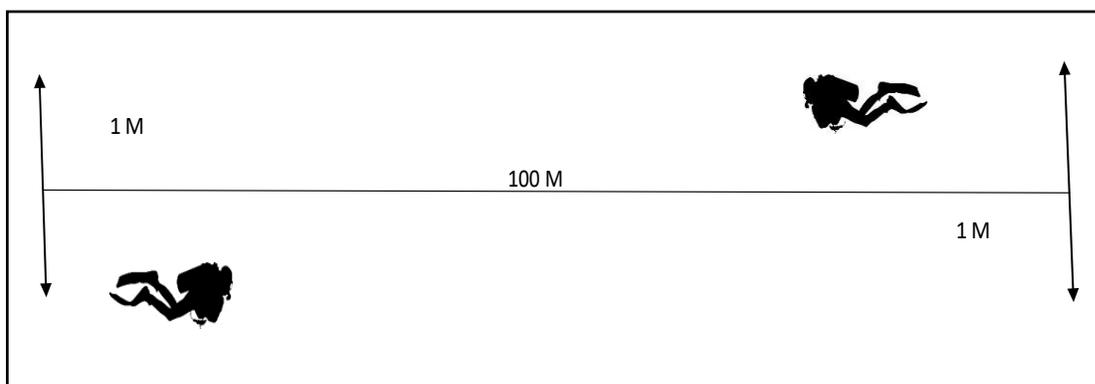
**Figura 1.** Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo con sus profundidades, Playa Blanca (PB 1 m y PB 6 m), Punta Cahuita (PC 1 m y PC 10 m), y Puerto Vargas (PV 1m, PV 6m y PV 10 m). Fuente: López (2021)

Los muestreos se realizaron en los meses de abril, mayo, setiembre y octubre de 2018, y en mayo, setiembre y octubre de 2019, entre las 8 a.m. y las 4 p.m., cuando las condiciones hidrometeorológicas de Cahuita eran las más aceptables para llevar a cabo inmersiones (que corresponden al periodo menos lluvioso en la zona). Esto con el fin de determinar la riqueza, abundancia, densidad y diversidad de la ictiofauna. En la medida de lo posible, las giras fueron programadas durante fechas próximas a la luna llena, ya que se ha observado una mayor presencia de peces en esta fase lunar (Robertson 1992).

En las profundidades seleccionadas (1, 6 y 10 m) en cada punto de muestreo, se aplicó el método AGRRA (Programa de Evaluación Rápida de Arrecifes del Atlántico y Golfo) (2012), que se ha utilizado en el Gran Caribe para las evaluaciones de peces en áreas arrecifales por censos visuales. Esta metodología se modificó reemplazando los censos visuales por video transectos utilizando cámaras submarinas (GoPro Hero) protegidas en un estuche hermético, empleando una cuerda de nylon de 100 m de longitud, marcada cada 20 m por una plomada que se extendió sobre el sustrato marino y se utilizó como guía para el

desarrollo de las evaluaciones *in situ*. Sobre esta cuerda se realizaron transectos de 100 m lineales por 2 m de ancho, y constó cada punto de tres repeticiones.

Para estos video transectos se requirió que al menos dos buzos participaran en el muestreo. En cada transecto un buzo se colocó en una de las bandas de 1 m de ancho. Y comenzaron a nadar en dirección opuesta sobre el transecto siempre manteniéndose al lado asignado de la cuerda (**Figura 2**). Para el momento del video se debió nadar a una velocidad, que permitió hacer la totalidad de la línea de transecto de 100 m en aproximadamente 25 minutos (4 m/minuto). Se incluyeron en el muestreo, todos los peces de arrecife observados dentro del transecto. Los individuos que se desplazaron de atrás hacia adelante no fueron evaluados.



**Figura 2.** Esquema de la metodología de los video-transectos aplicada en este estudio en el Parque Nacional Cahuita. Fuente: López (2021)

Los videos permitieron la identificación de las especies de peces *ex situ* y el conteo de estos, en el Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre. Para esto se utilizó una computadora de mesa con una pantalla de 22 pulgadas, y las guías de identificación de Humann y DeLoach (2014), Bussing y López (2010), Robertson et al. (2019) y AGRRA (2012). Se verificó la validez taxonómica, con el fin de garantizar las especies sinónimas para la comparación de los datos de Phillips y Pérez (1984), empleando las siguientes bases de datos: [www.marinespecies.org](http://www.marinespecies.org), [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), y [www.reefguide.org](http://www.reefguide.org).

Se estimó la diversidad de la comunidad de peces con el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Martella et al. 2012), y el índice de equidad de Pielou (Moreno 2001).

Una distribución de abundancia relativa de especies utiliza toda la información acumulada en la comunidad y es la descripción matemática completa de los datos. Este es un

índice basado en la abundancia proporcional de especies. Considera tanto la uniformidad como la riqueza de especies en donde la abundancia representa el número total de individuos por especie (Moreno 2001).

La abundancia relativa (AR) se calculó dividiendo el número de miembros de cada especie por el total de individuos de todas las especies, multiplicado por cien, utilizando la siguiente fórmula:

$$\%Ni = (Ni / NT) \times 100.$$

Donde % Ni, es el porcentaje de la abundancia relativa de la especie i, Ni es el número de individuos de la especie i, NT es el número total de individuos de todas las especies de peces.

Por medio de este índice, se evidencia la importancia numérica de cada especie y las variaciones que presenta la comunidad íctica a través de los diferentes transectos (Chávez, 2009). Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H), que representa la relación entre la abundancia relativa de los individuos y la riqueza específica mediante la expresión:  **$H = - \sum (Pi * \text{Log}_{10} Pi)$** ,

Donde:

Pi = ni/N (abundancia relativa), N = total de todas las especies, ni = abundancia para la especie i, Log<sub>10</sub>Pi = logaritmo base 10 de Pi.

La densidad (D) es el número de individuos (N) en un área determinada. Puede estimarse, a partir del conteo del número, a través de mediciones de distancias entre puntos. Cuando los datos de densidad se emplean para hacer comparaciones entre sitios, se obtienen varias estimaciones para calcular la desviación estándar de cada muestra (Morlans 2004).

El índice de equidad de Pielou mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Moreno 2001).

Donde:

$$J' = \frac{H'}{H' \max}$$

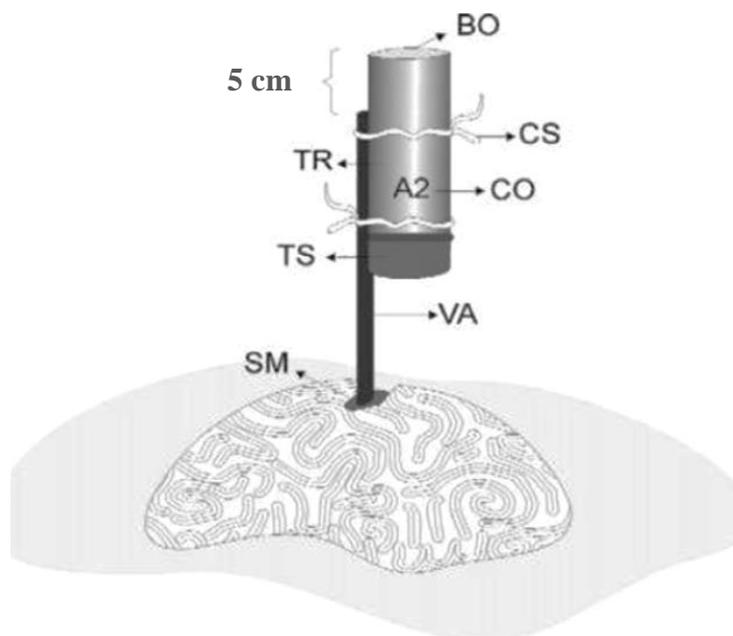
$$H' \text{ max} = \ln(S)$$

Finalmente, para el análisis de los datos se utilizaron los programas Species Diversity and Richness 4, EstimateS versión 9.1, Past 3.22 y Microsoft Excel 2019.

Para la evaluación de los parámetros fisicoquímicos en los sitios de muestreo, se empleó el multiparámetro Vernier LabQuest2 con el que se midieron: oxígeno disuelto, pH, temperatura y salinidad. Además, se evaluó la transparencia como un equivalente de la turbidez empleando el disco Secchi. Los datos registrados se sometieron a un análisis de componentes principales (ACP)

Los datos de temperatura superficial del mar desde 2003 a 2020, se obtuvieron mediante de la plataforma Earth Data de la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio de los Estados Unidos (NASA) con una resolución de 4 km (Global Change Master Directory (GCMD 2020). Se realizó un box plot entre años.

Se calculó la tasa de sedimentación usando la metodología propuesta por el Manual de Métodos del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (Garzón, Reyes y Rodríguez 2002), donde se establece la colocación de tres trampas de sedimento por sitio de muestreo a profundidades entre 9 y 12 m. Cada trampa está constituida por tubos de PVC de 5.5 cm. de diámetro y 30 cm de altura, tapados en su fondo y sujetos a una varilla roscada de 60 cm por cuerdas sintéticas. La varilla se clavó con un mazo en forma vertical y sujeto al sustrato para evitar que fuera removida (**Figura 3**).



**Figura 3.** Trampa de sedimentos (TR), VA= varilla, TS= tapa sellada, BO= boca de la trampa, CO= código de identificación, CS= cuerda sintética, SM= sustrato muerto para clavar la varilla. Fuente: Garzón et al. (2002)

En este caso, se realizó la modificación de colocar seis trampas a una profundidad de 6 m en el área de Playa Blanca, esto debido a las limitaciones en el tiempo de recolecta y el espacio de almacenamiento. Se aseguró que las trampas fueran recolectadas en los dos periodos aptos para las inmersiones como son los meses de abril y mayo, y setiembre y octubre. Luego, fueron transportadas en hieleras hacia el laboratorio donde se tamizaron con un colador de 1 mm de luz de malla. Posteriormente, los sedimentos se sometieron a dos sesiones de lavado por precipitación en agua dulce durante dos días para eliminar su contenido de sal.

Seguidamente, a las muestras se les retiró el agua con ayuda de una manguera de hule, para ser colocadas en beakers de 150 ml previamente pesados. Los sedimentos fueron secados dentro de los beaker en un horno a 90 °C durante cuatro días.

Finalmente, los beakers fueron pesados con el sedimento en una balanza semianalítica Setra BL-410S para establecer el peso seco en gramos de las muestras. La tasa de sedimentación se calculó a partir de la siguiente ecuación corregida de Garzón et al. (2002):

$$T\text{SF} = \frac{W \text{ g} \cdot 1000 \text{ mg}}{1 \text{ g} \cdot \text{AB} \cdot \text{ND}}$$

Donde, TSF: tasa de sedimentación por fracción (mg/cm/día), W: peso (g), AB: área de la boca de la trampa, ND: número de días que la trampa estuvo bajo el mar.

Las tasas de sedimentación por fracción fueron calculadas considerando el número de días en los cuales estuvo la trampa sumergida. Esto permitió compararlas entre sí a pesar de haber sido retiradas en períodos diferentes.

Los datos obtenidos en este estudio se compararon con los de Phillips y Pérez (1984), a pesar de las diferencias metodológicas, porque es el único estudio previo.

## Resultado y discusión

A partir del análisis de los registros obtenidos por los video transectos, se contabilizaron 4 345 individuos correspondientes a 90 especies, 47 géneros y 28 familias. Las familias más numerosas fueron Labridae con 12 especies, Haemulidae y Pomacentridae con diez, Scaridae con ocho, Labrisomidae con siete, y Lutjanidae y Gobiidae con seis cada una (**Tabla 1**). Se incluyeron en la **Tabla 1** las especies encontradas por Phillips y Pérez en 1984, con el fin de observar diferencias temporales en la comunidad de peces en el área de estudio.

De las 49 especies reportadas por Phillips y Pérez (1984), 13 de ellas no fueron observadas en este estudio. Además, la especie que presentó un mayor número de individuos que los reportados por el estudio realizado en 1984 fue *Anisotremus virginicus*. Esto nos deja claro los cambios que ha sufrido la comunidad de peces, y el arrecife de coral del que dependen (Moberg y Rönnback (2003); Mumby et al. 2004), el cual presenta un deterioro muy significativo debido a efectos antrópicos y probablemente a los fenómenos asociados al cambio climático que podrían estar actuando de forma sinérgica (Cortés et al. 1984; Jiménez 2001 b).

**Tabla 1.** Lista de especies y número total de individuos observados en la zona arrecifal del Parque Nacional Cahuita por Phillips y Pérez (1984), y este estudio (2018-2019).

Familia	Especie	Phillips y Pérez (1984) (Número ind.)	Este estudio (PC 1 y PV 1-6 M) No. Ind	Este estudio (Playa Blanca 1-6 M) No.ind	Este estudio (PC-PV 10 M) No.ind
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	278	0	0	0
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>	0	18	3	0
Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i>	397	6	1	4
Acanthuridae	<i>Acanthurus tractus</i>	0	3	1	0
Apogonidae	<i>Apogon maculatus</i>	20	0	0	0
Blenniidae	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	75	0	0	0
Carangidae	<i>Caranx bartholomaei</i>	41	0	14	0
Carangidae	<i>Caranx crysos</i> (1815) ( <i>Caranx fusus</i> 1817)	1	0	0	0
Carangidae	<i>Caranx ruber</i>	0	1	0	9
Chaenopsidae	<i>Acanthemblemaria</i> spp.	4	0	0	0
Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>	4	1	0	0
Chaetodontidae	<i>Chaetodon ocellatus</i>	63	5	3	0
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i>	26	6	1	1
Cirrhitidae	<i>Amblycirrhitus pinos</i>	0	0	0	9
Diodontidae	<i>Diodon histrix</i>	1	0	0	0
Glinglymostomatidae	<i>Glinglymostoma cirratum</i>	0	1	0	0
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	0	0	1	0
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i>	0	6	0	0
Gobiidae	<i>Coryphopterus personatus</i>	0	0	11	0
Gobiidae	<i>Coryphopterus</i> spp	0	2	1	0
Gobiidae	<i>Elacatinus</i> spp	0	0	1	3
Gobiidae	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0	11	5	0

**Continuación Tabla1.** Lista de especies y número total de individuos observados en la zona arrecifal del Parque Nacional Cahuita por Phillips y Pérez (1984), y este estudio (2018-2019).

Familia	Especie	Phillips y Pérez (1984) (Número ind.)	Este estudio (PC 1 y PV 1-6 M) No. ind	Este estudio (Playa Blanca 1-6 M) No.ind	Este estudio (PC-PV 10 M) No.ind
Gobiidae	<i>Gnatholepis spp</i>	0	0	0	1
Haemulidae	<i>Anisotremus moricandi</i>	0	0	0	1
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i>	0	0	1	0
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i>	9	19	6	3
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	0	1	1	0
Haemulidae	<i>Haemulon carbonarium</i>	0	1	1	0
Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>	394	25	4	1
Haemulidae	<i>Haemulon macrostomum</i>	860	32	25	7
Haemulidae	<i>Haemulon parra</i>	114	0	0	0
Haemulidae	<i>Haemulon plumierii</i>	80	5	0	0
Haemulidae	<i>Haemulon sciurus</i>	15	8	6	0
Haemulidae	<i>Haemulon spp</i>	334	0	1	0
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus balao</i>	0	1	0	0
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i>	0	2	0	1
Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i>	119	0	5	0
Holocentridae	<i>Myripristis jacobus</i>	51	0	0	1
Kyphosidae	<i>Kyphosus sectatrix</i>	0	0	1	0
Kyphosidae	<i>Kyphosus incisor</i>	144	0	0	0
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>	79	9	3	1
Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i>	76	233	96	22
Labridae	<i>Halichoeres caudalis</i>	0	1	0	0
Labridae	<i>Halichoeres garnoti</i>	0	5	0	0
Labridae	<i>Halichoeres maculipinna</i>	0	0	0	1
Labridae	<i>Halichoeres pictus</i>	0	0	0	2

**Continuación Tabla 1.** Lista de especies y número total de individuos observados en la zona arrecifal del Parque Nacional Cahuita por Phillips y Pérez (1984), y este estudio (2018-2019).

Familia	Especie	Phillips y Pérez (1984) (Número ind.)	Este estudio (PC 1 y PV 1-6 M) No. ind	Este estudio (Playa Blanca 1-6 M) No.ind	Este estudio (PC-PV 10 M) No.ind
Labridae	<i>Halichoeres poeyi</i>	0	45	8	24
Labridae	<i>Halichoeres radiatus</i>	0	3	0	0
Labridae	<i>Halichoeres spp</i>	0	10	3	3
Labridae	<i>Lachnolaimus maximus</i>	0	0	0	1
Labridae	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	1148	230	405	265
Labridae	<i>Xyrichtys splendens</i>	0	1	0	0
Labrisomidae	<i>Gobioclinus guppyi</i>	0	1	0	1
Labrisomidae	<i>Labrisomus conditus</i>	0	1	0	1
Labrisomidae	<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0	2	1	3
Labrisomidae	<i>Labrisomus spp</i>	0	1	2	1
Labrisomidae	<i>Malacoctenus delalandii</i>	0	1	0	1
Labrisomidae	<i>Malacoctenus spp</i>	0	2	1	0
Labrisomidae	<i>Malacoctenus triangulatus</i>	0	3	0	5
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>	0	0	0	2
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>	54	7	2	0
Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i>	1	0	0	0
Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i>	0	0	0	6
Lutjanidae	<i>Lutjanus mahogoni</i>	52	3	0	2
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>	0	5	2	10
Lutjanidae	<i>Ocyrus chrysurus</i>	5	0	16	1
Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i>	0	5	0	0
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	1	12	0	0
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	17	0	0	0
Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i>	0	1	0	0

**Continuación Tabla 1.** Lista de especies y número total de individuos observados en la zona arrecifal del Parque Nacional Cahuita por Phillips y Pérez (1984), y este estudio (2018-2019).

Familia	Especie	Phillips y Pérez (1984) (Número ind.)	Este estudio (PC 1 y PV 1-6 M) No. ind	Este estudio (Playa Blanca 1-6 M) No.ind	Este estudio (PC-PV 10 M) No.ind
Nomeidae	<i>Nomeus gronovii</i>	0	1	0	0
Pempheridae	<i>Pempheris schomburgkii</i>	28	0	32	0
Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i>	6	0	3	0
Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>	1	0	0	0
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus paru</i>	3	0	0	0
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	647	61	146	5
Pomacentridae	<i>Chromis multilineata</i>	1	0	4	0
Pomacentridae	<i>Microphastodon chrysurus</i>	372	15	59	7
Pomacentridae	<i>Stegastes adustus</i>	0	237	265	129
Pomacentridae	<i>Stegastes diencaeus</i>	0	135	188	170
Pomacentridae	<i>Stegastes leucostictus</i>	0	0	0	2
Pomacentridae	<i>Stegastes partitus</i>	6	1	4	6
Pomacentridae	<i>Stegastes planifrons</i>	1156	31	62	9
Pomacentridae	<i>Stegastes spp</i>	0	62	59	37
Pomacentridae	<i>Stegastes variabilis</i>	0	66	35	15
Priacanthidae	<i>Priacanthus cruentatus</i>	63	0	0	0
Scaridae	<i>Nicholsina usta</i>	0	1	0	0
Scaridae	<i>Scarus iseri</i> 1789 ( <i>Scarus croicensis</i> 1790)	460	8	3	2
Scaridae	<i>Scarus spp</i>	0	1	0	0
Scaridae	<i>Scarus taeniopterus</i>	53	0	1	0
Scaridae	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	0	3	3	4
Scaridae	<i>Sparisoma chrysopteron</i>	0	1	0	0
Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i>	172	12	4	7

**Continuación Tabla 1.** Lista de especies y número total de individuos observados en la zona arrecifal del Parque Nacional Cahuita por Phillips y Pérez (1984), y este estudio (2018-2019).

Familia	Especie	Phillips y Pérez (1984) (Número ind.)	Este estudio (PC 1 y PV 1-6 M) No. ind	Este estudio (Playa Blanca 1-6 M) No.ind	Este estudio (PC-PV 10 M) No.ind
<b>Scaridae</b>	<i>Sparisoma viride</i>	97	5	1	0
<b>Sciaenidae</b>	<i>Odontoscion dentex</i>	25	15	11	5
<b>Scorpaenidae</b>	<i>Pterois volitans</i>	0	1	0	0
<b>Scorpaenidae</b>	<i>Scorpaena plumieri</i>	2	0	0	0
<b>Serranidae</b>	<i>Cephalopholis cruentata</i> 1802 ( <i>Epinephelus cruentatus</i> 1802)	1	3	8	4
<b>Serranidae</b>	<i>Cephalopholis fulva</i> 1758 ( <i>Epinephelus fulva</i> 1758)	18	1	0	0
<b>Serranidae</b>	<i>Epinephelus spp</i>	0	0	1	0
<b>Serranidae</b>	<i>Serranus flaviventris</i>	0	5	3	17
<b>Sphyraenidae</b>	<i>Sphyraena barracuda</i>	8	0	0	1
<b>Syngnathidae</b>	<i>Syngnatus caribbaeus</i>	0	1	0	0
<b>Tetraodontidae</b>	<i>Canthigaster rostrata</i>	0	156	311	140

Fuente: Elaboración propia

Los índices ecológicos de Shannon y Pielou obtenidos en esta investigación son similares a los registrados por Phillips y Pérez (1984) (**Tabla 2**), lo que indica que, a pesar de las perturbaciones antrópicas de las últimas décadas, estos se mantienen en el tiempo. De igual forma, la estructura de las comunidades de peces, calculada con el índice de diversidad de Shannon no varió entre las épocas poco lluviosas y lluviosas durante el 2018-2019.

**Tabla 2.** Comparación de los índices ecológicos para el Parque Nacional Cahuita, Limón Costa Rica por Phillips y Pérez (1984) y este estudio (2018-2019). ND: no hay datos

Sitio de muestreo	Profundidad metros	H' Phillips y Pérez (1984)	H' (Este estudio)	J' Phillips y Pérez (1984)	J' (Este estudio)
Playa Blanca	1	ND	2.25	ND	0.72
Playa Blanca	6	ND	2.32	ND	0.64
Punta Cahuita	1	2.49	2.34	0.82	0.72
Punta Cahuita	10	ND	2.25	ND	0.64
Puerto Vargas	1	2.12	2.51	0.77	0.74
Puerto Vargas	6	2.71	2.74	0.73	0.71
Puerto Vargas	10	ND	2.19	ND	0.64

Fuente: Elaboración propia

En relación con los resultados de los parámetros fisicoquímicos del arrecife de Cahuita, se puede observar en la **Tabla 3**, los valores promedio en los diferentes puntos de muestreo. Destacan el oxígeno disuelto (OD mg/L) con un promedio total de 5.56 mg/L, un máximo de 6.4 mg/L en Punta Cahuita a un metro de profundidad y un mínimo de 5.0 mg/L en Puerto Vargas a 10 m. El pH con un promedio total de 8.45, siendo mayor en Puerto Vargas con 8.73 a 6 m de profundidad y un mínimo de 8.3 en Punta Cahuita a un metro.

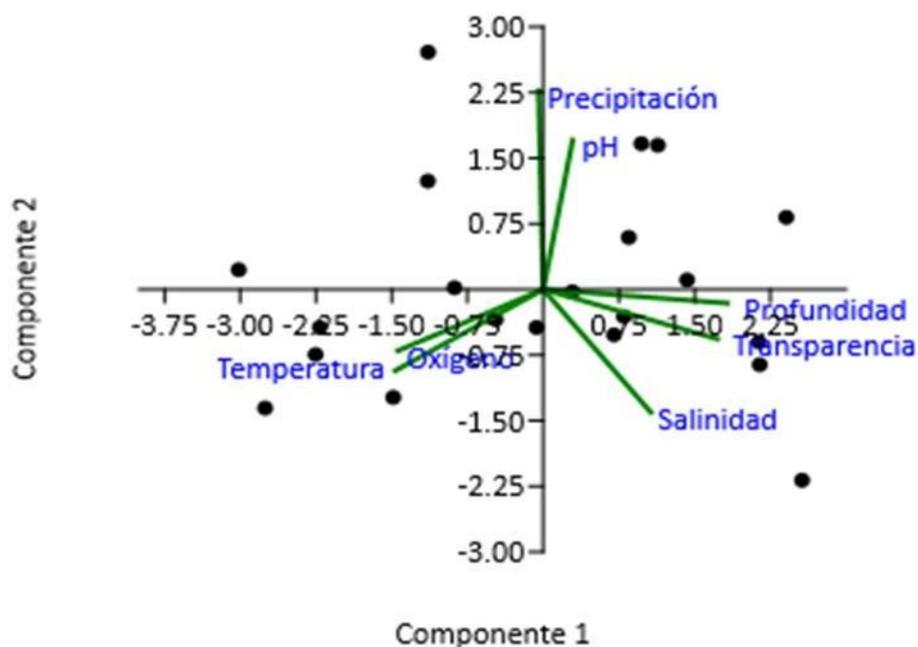
Además, la temperatura (°C) tuvo un promedio de 30.32 °C, siendo las más altas registradas en Punta Cahuita y Playa Blanca de 30.2 °C a un metro de profundidad, mientras que la menor temperatura estuvo en Punta Cahuita a 10 m de profundidad con 28.8 °C. La salinidad promedio fue de 30.2 ppt, la mayor salinidad estuvo en Puerto Vargas a 6 m de profundidad con 31.4 ppt y la mínima también en Puerto Vargas con 28.7 ppt. Para finalizar, el promedio de transparencia del agua fue de 3.73 m, la máxima se registró en Punta Cahuita a 10 m de profundidad con 6.48 m y la mínima se localizó en Puerto Vargas a 6 m de profundidad con 4.8 m.

**Tabla 3.** *Parámetros físicoquímicos (promedios) registrados en el arrecife del Parque Nacional Cahuita, Limón Costa Rica entre 2018 y 2019.*

Lugar	pH	Temperatura °C	Salinidad (ppt)	Oxígeno disuelto(mg/L)	Transparencia (turbidez m)
Puerto Vargas 1 m	8.44±0.04	29.8±0.2	28.7±0.9	5.2±0.04	1±0
Puerto Vargas 6 m	8.73±0.01	29.2±0.4	31.4±0.8	5.7±0.2	4.8±0.6
Puerto Vargas 10 m	8.62±0.01	28.9±0.5	31.3±0.3	5.0±0.08	5.8±0.4
Punta Cahuita 1 m	8.3±0.08	30.2±0.3	29.3±0.2	6.4±0.4	1±0
Punta Cahuita 10 m	8.34±0.2	28.8±0.4	29.2±1.3	5.43±0.1	6.48±2.2
Playa Blanca 1 m	8.32±0.3	30.2±0.2	30.6±0.5	5.73±0.5	1±0
Playa Blanca 6 m	8.39±0.1	29.2±0.2	30.7±0.2	5.5±0.08	5±1.6
Cahuita total	8.45±0.1	30.32±0.6	30.2±1.08	5.56±0.4	3.73±2.2
SD	0.1645	0.59080	1.0889	0.4504	2.2932
SE	0.0621	0.2233	0.4115	0.1702	0.8667

Fuente: López (2021)

En el análisis de componentes principales de las variables físicoquímicas, transparencia, profundidad y precipitación, los tres primeros componentes explican el 75.77% de la variación de los datos (**Figura 4**) representa el 42.98 % de la información, y se observa que la distribución de la mayoría de las especies de peces está relacionada en forma directa con la salinidad, transparencia, profundidad y pH se encuentra representando el 18.64 % de la varianza, siendo pocas las especies relacionadas con pH y precipitación explica el 14.14% de la variabilidad total del sistema, y representa las variables pH, temperatura, salinidad y precipitación como las responsables de la presencia de la ictiofauna en el ecosistema arrecifal. Variables como la temperatura superficial, transparencia y salinidad están relacionadas según el IPCC (2013), con factores del cambio climático. Los mismos han mostrado tener influencia sobre la distribución sobre las especies de peces en la zona estudiada.

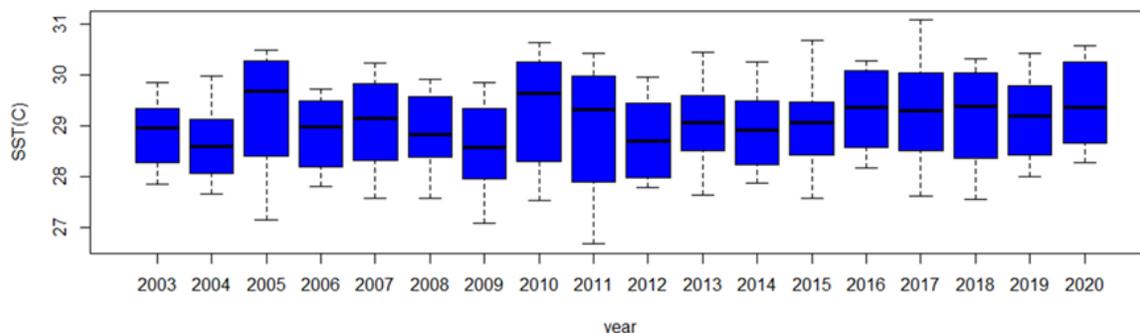


**Figura 4.** Análisis de los componentes principales CP1 y CP2, utilizando como variables: especies, pH, temperatura, salinidad, oxígeno, transparencia y precipitación, en el Parque Nacional Cahuita, Limón Costa Rica entre 2018 y 2019. Fuente: López (2021)

Cabe mencionar que el Caribe Sur de Costa Rica es una de las regiones más afectadas por la erosión provocada por el oleaje, y lugares como el Parque Nacional Cahuita (PNC) sufren uno de los procesos más acelerados de erosión costera. Según Lizano (2013) la degradación es ocasionada, por el daño en los arrecifes, cuencas hidrográficas y humedales que interactúan con la playa, así mismo como el ascenso en la energía de las olas y el cambio climático.

Con respecto a los resultados de las temperaturas, se obtuvo un promedio de 30.32 °C, siendo las más altas registradas en Punta Cahuita y Playa Blanca de 30.2 °C a un metro de profundidad, mientras que la menor temperatura se registró en Punta Cahuita a 10 m de

profundidad con 28.8 °C. Esto demuestra que en el área de estudio ha habido una leve tendencia al aumento de la temperatura superficial del agua al compararlos con los valores registrados durante el periodo 2003-2020 (**Figura 5**).



**Figura 5.** Comportamiento anual de la temperatura superficial del agua (SST) entre los años 2003 y 2020 provenientes de plataforma Earth Data de la Nasa para el Caribe Sur, Costa Rica. Fuente: Elaboración propia

Hay una serie de factores que están deteriorando el arrecife, entre ellos se encuentra el aumento de la temperatura superficial del mar. Estas presiones sobre el arrecife afectan la comunidad íctica, porque tiende a simplificarse perdiendo espacio las estructuras coralinas, lo cual implica menos refugios disponibles para la ictiofauna. Además, muchas especies ícticas tienden a migrar cuando hay un aumento significativo de la temperatura desplazándose a aguas más profundas conforme esta aumenta (Poloczanska et al. 2013). Biológicamente las especies pueden ser susceptibles a pequeños cambios en la temperatura, como ocurre con los corales que sufren blanqueamiento e incluso mortalidad, cuando hay aumento de temperatura de un grado centígrado sostenido durante una semana (Solano, Navas y Moreno-Forero 1993).

Con respecto a los sedimentos recolectados en el punto de muestreo de Playa Blanca a 6 m, las tasas y variaciones se vieron marcadas con el cambio del periodo lluvioso (de noviembre a febrero y de junio a agosto) a seco (de marzo a abril y de setiembre a octubre). Se registró en promedio una tasa de sedimentación (TSF) = 117.42 mg/cm<sup>2</sup>/día.

Como resultado, el año 2018 en el Caribe Sur fue “inusual”, según comentarios de los boteros (comunicación personal), y corroborado por IMN (2018-2019). Cahuita estuvo marcado por la presencia de sedimentos casi todo el tiempo, esto debido a las condiciones climatológicas que imperaron. Por lo que se refiere a las corrientes dentro del Parque

Nacional estas fluyen de noroeste a sureste y su rapidez depende de la magnitud con que sople el viento (Cortés y Risk 1984). Los sedimentos que afectan Cahuita provienen del río La Estrella, según fotografías satelitales (Cortés 1983). Este supuesto se basa en el siguiente análisis: 1) En las fotos de satélite se puede reconocer el sedimento que sale del río y se mueve hacia el arrecife y 2) La combinación geoquímica de los sedimentos es igual a los encontrados en el río La Estrella (Cortés 1981).

Debido a lo anterior, los sedimentos capturados por las trampas ubicadas en Playa Blanca, contenían restos de hojas, cortezas de troncos, una vez procesados eran finos de color negro, asemejando a aquellos de origen terrígeno y materia orgánica en descomposición, como mencionan Araya (2020). Esto corrobora investigaciones de Cortés (1981, 1983, 1994; Cortés y Jiménez 2003), que plantean que es material generado por la erosión del suelo y la infiltración de agroquímicos en los bordes del río la Estrella, y la forma de mazo de Punta Cahuita propicia la retención de sedimentos en la parte norte.

Esto ha traído como consecuencia, mayor cobertura del sustrato por macroalgas y una disminución de coral vivo como sucede en Punta Cahuita a 1m de profundidad. Esto indica que la sedimentación es la causa de la colonización del sustrato submarino por organismos de crecimiento rápido que se benefician de los nutrientes (Fonseca et al., 2006). No obstante, estas condiciones en la calidad del agua son aprovechadas por otras especies piscívoras. Por ejemplo, el sábalo *Megalops atlanticus* está mejor adaptado a condiciones de turbidez para poder detectar a sus presas (Huber y Rylander 1992). Y solo las especies territoriales se observaron en los periodos en que la transparencia era baja.

Aunque no era el objetivo de este estudio, se observó que los sedimentos están afectando diferentes especies de corales y otros organismos presentes en el sistema arrecifal. Lo que coincide con un estudio realizado en Australia por Hess et al. (2017) donde sugieren que los sedimentos en suspensión interfieren en la agudeza visual y olfativa en algunas especies de peces de arrecife, en el establecimiento de las larvas y las capturas de presas. Asimismo, los sedimentos en suspensión tienen importantes impactos sobre procesos fisiológicos, tales como la respiración (Heath, 1995). Varios estudios han demostrado, que los sedimentos y otros contaminantes pueden irritar y dañar los tejidos branquiales generando cambios a nivel estructural (Au et al. 2004; Cumming y Herbert 2016).

La sedimentación es un problema que se ha venido agravando a través del tiempo, y es necesario mantener un registro de los niveles que llegan y se depositan en el arrecife. Como se mencionó, el sedimento no solo afecta el desarrollo del coral sino también los peces residentes y no residentes, por lo que se plantea, como sugiere el World Bank (2016) involucrar instituciones gubernamentales, universidades, ONGs, comunidades locales y las compañías bananeras, con el fin de establecer estrategias para la disminución de los sedimentos producidos en la parte continental.

Se evidencia que la comunidad de peces ha cambiado en término de número de especies, así como la relación con la abundancia de cada una de las especies observadas, lo cual está relacionado con la presencia de sólidos suspendidos y la transparencia del agua. Estos dos factores pueden estar influenciados por el aumento del nivel del mar y la erosión costera. Adicionalmente, la presencia de especies de peces arrecifales ha cambiado temporalmente en la zona de estudio como consecuencia de las variaciones de la temperatura superficial del mar, mismo que ha evidenciado el panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC2013) como un factor asociado al cambio climático.

## **Conclusiones**

La temperatura y la sedimentación que provoca la erosión costera y continental afectan la comunidad de peces del Parque Nacional Cahuita.

La comunidad de peces que habita el arrecife puede afectarse por los aportes de sedimentos que provocan pérdida de hábitat, asfixia por la remoción de sedimentos, disminución de la visibilidad y reducción de refugios.

Un aumento de sólidos en suspensión en la columna de agua provoca la migración de aquellas especies de peces que no se pueden adaptar a las nuevas condiciones.

La comunidad de peces ha cambiado en relación a la evaluada por Phillips y Pérez en 1984.

Las variaciones de la salinidad, temperatura y transparencia, son las principales responsables de los cambios de la comunidad íctica en el área de estudio.

## **Agradecimientos**

A la Vicerrectoría de Investigación, al Programa de Maestría en Ciencias Marinas y Costeras, el Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre y a la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de Costa Rica.

A Maikol Castillo Chinchilla y Marco Ramírez Vargas por sus valiosos aportes.

A los funcionarios del Área de Conservación Caribe, del Sistema Nacional de Áreas de Conservación, del Ministerio de Ambiente y Energía, a los miembros de la comunidad de Cahuita y a Manuel Mairena por su apoyo incondicional.

## Referencias

- AGRRA (2012). Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment. Ocean Research & Education Foundation, Inc. Version 5.5
- Araya, A., Busutil, L., García, A., Pereira, J., y Castro, L. (2020). Evaluación de la estructura comunitaria de las esponjas marinas en parches arrecifales del Caribe sur, Costa Rica. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* • Vol. 49 (1) DOI: 1025268/bimc. invemar.2020.49.1.773
- Au, D., Pollino, C., Wu, R., Shin, P., Lau, S. y Tang, J. (2004). Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. *Mar. Ecol. Progress Series* 266, 255–264. (Doi:10.3354/ meps266255).
- Bellwood D., Hughes, T., Folke, C., y Nyström, M. (2004) Confronting the coral reef crisis.
- Boletín Meteorológico Mensual. (2018-2019). Instituto Meteorológico Nacional, San José, Costa Rica. [https:// www.imn.ac.cr/boletinmeteorologico](https://www.imn.ac.cr/boletinmeteorologico)
- Bussing, W., y López, M. (2010). Guía ilustrada de Peces Costeros del Caribe de Centroamérica Meridional. *Rev.Bio. Trop.*, Vol.58. (Supl.2).
- Chávez, J. (2009). Caracterización y estructura de la ictiofauna de arrecifes rocosos y coralinos en Punta Carrizal, Colima, México para fines de inventario y conservación de la diversidad animal. Universidad de Colima Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DJ020. México D. F.
- Choat, J., Bellwood, D.R. (1991) Reef fishes: their history and evolution. In: Sale PF (ed) *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, pp 39–66 *Nature* 429:827–833
- Cortés, J. y Jiménez, C. (2003). Past present and future of the coral reefs of the Caribbean coast of Costa Rica. En J. Cortés (Ed.), *Latin American Coral Reefs*, (pp. 223 – 239). Ámsterdam, Países Bajos: Elsevier Science.

- Cortés, J. (1994). A reef under siltation stress: a decade of degradation. En R. N. Guinsburg (compilador), *Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History*, 1993 (pp. 240-246). Miami, Florida: RSMAS, Universidad de Miami
- Cortés, J. y Risk, M. (1984). El arrecife coralino del Parque Nacional Cahuita, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 32: 109-121.
- Cortés, J., Murillo, M. M., Guzmán, H. M y Acuña, J. (1984). Pérdida de zooxantelas y muerte de corales y otros organismos arrecifales en el Atlántico y Pacífico de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 32: 227-231.
- Cortés, J y Risk M. (1983). El arrecife coralino del Parque Nacional Cahuita. *Rev. Biol. Trop.* 32(1):109-121
- Cortés, J. (1981). *The Coral Reef at Cahuita, Costa Rica: A Reel Under Stress*. Tesis de Maestría: McMaster University, Hamilton, Canada. 176 p.
- Cumming, H. y Herbert, N. (2016). Gill structural change in response to turbidity has no effect on the oxygen uptake of a juvenile sparid fish. *Conserv. Physiol.* 4, cow033. (Doi:10.1093/conphys/cow033)
- Dulvy, N., Freckleton, R., Polunin, N. (2004) Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecol Lett* 7:410–416
- Fonseca, E., Salas, E. y Cortés, J. (2006). Monitoreo del arrecife coralino Meager Shoal, Parque Nacional Cahuita (sitio CARICOMP). *Rev. Biol. Trop.* 54: 755-763.
- Garzón, J., Reyes, M. y Rodríguez, A. (2002). *Manual de métodos del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia*. Santa Marta, Colombia: INVEMAR.
- Heath AG. (1995). *Water pollution and fish physiology*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Hettler, W.F. (1992) Correlation of winter temperature and landings of pink shrimp *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Fish Bull.* 1992; 90:405–406

- Hess, S., Prescott, L., Hoey, A., McMahon, S., Wenger, A. y Rummer, J. (2017). Species specific impacts of suspended sediments on gill structure and function in coral reef fishes. *Proc R Soc B* 284. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1279>
- Huber, R. y Rylander, M. (1992). Quantitative histological study of the optic-nerve in species of minnows (Cyprinidae, Teleostei) inhabiting clear and turbid water. *Brain Behavior and Evolution*. 40(5): 250-255
- Humann, P., y DeLoach, N. (2014). Reef fish identification: Florida, Caribbean, Bahamas. New World Publications, Inc. Jacksonville, Florida, USA. Fourth Edition.
- IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- Ishimatsu, A., Kikkawa, T., Hayashi, M. et al. (2004). Effects of CO<sub>2</sub> on Marine Fish: Larvae and Adults. *Journal of Oceanography* 60, 731-741. <https://doi.org/10.1007/s10872-004-5765-y>
- Jiménez, C.E. (2001b). Bleaching and mortality of reef organisms during a warming event in 1995 at the Caribbean coast of Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 49: 233-238.
- Jones, G., McCormick, M., Srinivasan, M., Eagle, J.V. (2004) Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proc Natl Acad Sci USA* 101:8251–8253
- Jones, G., Syms, C. (1998) Disturbance, habitat structure and the ecology of fishes on coral reefs. *Aust J Ecol* 23:287–297
- Kingsford, M., Hughes, J.M. (2005) Patterns of growth, mortality, and size of the tropical damselfish *Acanthochromis polyacanthus* across the continental shelf of the Great Barrier Reef. *Fish Bull* (Wash DC) 103:561–5

- Kleisner, K, Fogarty, M., McGee, S., Barnett, A., Fratantoni, P., Greene, J., et al. (2016) The effects of sub-regional climate velocity on the distribution and spatial extent of marine species assemblages. *PLoS ONE*. 2016; 1–21.
- Lizano, O. G. (2013). Erosión en las playas de Costa Rica, incluyendo la Isla del Coco. *Intersedes*, 14 (27): 6-27.
- López, H. A. (2021). Estructura y estado de conservación de la comunidad de peces en la zona arrecifal del Parque Nacional Cahuita, Costa Rica para el planeamiento de acciones de manejo. Tesis de maestría, Universidad Nacional, Heredia. Costa Rica.
- Martella, M., Trumper, E., Bellis, L., Renison, D., Giordano, P., Bazzano, G. y Gleisser, R. (2012). Manual de ecología. Evaluación de la biodiversidad. *Reduca (Biología) Ser. Ecol.* 5(1): 71-115.
- McClanahan, T R (2000) Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biol Conserv* 94:191–198. *The Healthy Reefs*. (2018). Report Card for the Mesoamerican Reef. <http://www.healthyreefs.org>
- Meng, K., Oremus, K., Gaines, S. (2016) New England cod collapse and the climate. *PloS ONE*. 2016; 11:1–10.
- Miller, G., 2007, *Ciencia ambiental: Desarrollo sostenible, un enfoque integral*, 8va edición, Editores Internacional Thomson, México.
- Mills, K., Pershing, A., Brown, C., Chen, Y., Chiang, F-S, Holland, D.S, et al. (2013). Fisheries management in a changing climate: Lessons from the 2012 ocean heat wave in the northeast Atlantic. *Oceanog.* 2013; 26(2):191–195.
- Moberg, F. y Rönnback, P. (2003). Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean and Coastal Management.* 46:27-46.
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M y T Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84 p.

- Morlans, M. (2004). *Introducción a la ecología de poblaciones*. Editorial científica universitaria, Universidad Nacional de Catamarca. ISSN 1852-3013
- Morley, J., Batt, R., Pinsky, M. (2017) Marine assemblages respond rapidly to winter climate variability. *Glob Chan Bio*. 2017; 23:2590–2601
- Mumby, P., Edwards, A., Arias, J., Lindeman, K. y Blackwell, H. (2004). Mangrove enhance the biomass of coral reef fish communities. *In the Caribbean Nature*. 427:533-536.
- Ohsumi, T. (2004), What is the ocean sequestration of carbon dioxide? *J. Oceanogr.*, 60, 693–694.
- Oliver, J., Berkelmans, R., y Eakin, C. M (2018). Coral bleaching in space and time. In M. van Oppen & J. Lough (Eds.), *Coral Bleaching* (pp. 21–39). Springer.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-540-69775-6\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-540-69775-6_3)
- Pauly D, Christensen V, Guenette, S., Pitcher, T.J, Rashid Sumaila, U., Walters, C.J, Watson R, Zeller, D. (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418:689–695
- Pratchett, M., Wilson, S., Graham, N., Munday, P., Jones, G & Polunin, N.V. (2008 a) Effects of coral bleaching on motile reef organisms: current knowledge and the long-term prognosis. In: Lough J, van Oppen M (eds) *Coral bleaching: patterns, processes, causes and consequences*. Springer, Dordrecht
- Pratchett, M.S., Munday, P.L., Wilson, S.K., Graham, N., Cinner, J., Bellwood, D.R., Jones, G.P, Polunin, N.V., & McClanahan, T.R. (2008). Effects of climate-induced coral bleaching on coral-reef fishes - ecological and economic consequences. *Oceanography and Marine Biology*, 46, 251-296.
- Phillips, P. y Pérez, M. (1984). A comparative survey of reef fishes in Caribbean and Pacific of Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 32:95-102
- Pinsky, M., Worm, B, Fogarty, M., Sarmiento, J., Levin, S. (2013) Marine taxa track local climate velocities. *Science*; 341:1239–1242. pmid:24031017

- Poloczanska, E., Brown, C., Sydeman, W., Kiessling, W., Schoeman, D., Moore, P.J, et al. (2013) Global imprint of climate change on marine life. *Nat Clim Chang.*; 3:919–925.
- Robertson, D., Peña, E., Posada, J. y Claro, R. (2019). Peces costeros del Gran Caribe: sistema de información en línea. Versión 2. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.  
<https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/thefishes/species/2744>
- Romero, P., Smith, J., Davidson, D., Diffenbaugh, N., Kinney, P., Kirshen, P., y Ruiz, L. (2014). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability—Contributions of the Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1439–1498.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415386006>
- Sims, D., Genner, M., Southward, A., Hawkins, S.J. (2001) Timing of squid migration reflects north Atlantic climate variability. *Proc Roy Soc Lon B.* 2001; 268:2607–2611.
- Solano, O., Navas, G., y Moreno-Forero, S. (1993). BLANQUEAMIENTO CORALINO DE  
1990 EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO  
(CARIBE, COLOMBIANO). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR*, 22(1), 97- 111. Retrieved November 27, 2021, from [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0122-97611993000100008&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-97611993000100008&lng=en&tlng=es)
- Suchley, A., McField, M. y Alvarez, L. (2016). Rapidly increasing macroalgal cover not related to herbivorous fishes on Mesoamerican reefs. *PeerJ* 4: e2084; DOI 10.7717/peerj.2084
- Sunday, J., Bates, A., y Duty, N. (2012) Thermal tolerance and the global redistribution of animals. *Nature Climate Change* 2:686-690 DOI:[10.1038/nclimate1539](https://doi.org/10.1038/nclimate1539)

- Williams, D.M. (1986) Temporal variation in the structure of reef slope fish communities (Central Great Barrier Reef): short term effects of *Acanthaster planci* infestations. *Mar Ecol Prog Ser* 28:157– 164
- Wilson, S., Graham, N., Pratchett, M., Jones, G., Polunin, N. (2006) Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biol* 12:2220–2234
- World Bank. (2016). *Managing coasts with natural solutions: Guidelines for measuring and valuing the coastal protection services of mangroves and coral reefs*. M. W. Beck and G-M. Lange, editors. *Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services Partnership (WAVES)*, World Bank, Washington, DC.