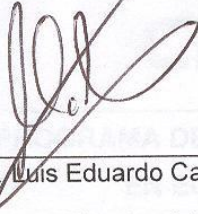
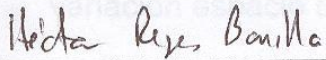


Tesis defendida por
Constanza Genoveva Moreno Viñals
y aprobada por el siguiente comité



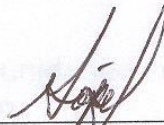
Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Director del Comité



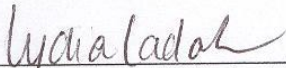
Dr. Héctor Reyes Bonilla

Miembro del Comité



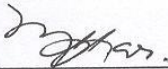
Dr. Juan Manuel López Mariscal

Miembro del Comité



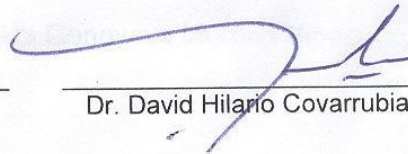
Dra. Lydia Betty Ladah

Miembro del Comité



Dra. María Lucila del Carmen Lares
Reyes

*Coordinador del programa de Posgrado
en Ecología Marina*



Dr. David Hilario Covarrubias Rosales

Director de Estudios de Posgrado

12 de octubre de 2012

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN SUPERIOR
DE ENSENADA**



**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
EN ECOLOGÍA MARINA**

Variación espacio temporal de las comunidades coralinas del Pacífico
mexicano

Tesis

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

Presenta:

Constanza Genoveva Moreno Viñals

Ensenada, Baja California, México, a 12 de octubre de 2012

Resumen de la tesis de **Constanza Genoveva Moreno Viñals**, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de MAESTRO EN CIENCIAS en Ecología Marina. Ensenada, Baja California. Octubre de 2012.

Variación espacio temporal de las comunidades coralinas del Pacífico mexicano



Resumen aprobado por:

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera
Director de Tesis

Se determinó la variación en el espacio y el tiempo de las principales comunidades coralinas, así como la contribución relativa por especie a la cobertura coralina, en 18 localidades del Pacífico mexicano, a partir de muestreos realizados entre 1998 y 2011. Se emplearon índices de diversidad (riqueza de especies (S), equidad (J'), Shannon (H'), dominancia 1- λ ,) e índices taxonómicos y de distintividad taxonómica (delta total, delta promedio, varianza de delta y lambda+) con la finalidad de evaluar cuál de ellos era mejor indicador de la biodiversidad y variación local de la composición específica de las comunidades coralinas. Se aplicó una prueba de ANOVA de una vía, para detectar diferencias en estos índices entre muestreos. Las localidades de Cabo Pulmo, Islas Marietas, Carrizales, Las Monas, La Entrega e Ixtapa-Zihuatanejo, mostraron cambios significativos en la mayoría de los índices. En la primera visita a estas localidades, se registraron elevadas coberturas coralinas, dominadas por una o dos especies por lo que se considera estuvieron sin disturbios intensos durante largos periodos. En los subsecuentes muestreos se registró pérdida en la cobertura coralina e incremento en S, J', 1-L y variaciones en la diversidad taxonómica, por lo que se presume que han estado sometidos a disturbio. Sin embargo, muestran signos de recuperación ya que en el último muestreo se detectó incremento en la cobertura coralina. Algunas localidades de la costa de Jalisco, Colima y Michoacán se consideran sitios perturbados, debido a la drástica disminución en cobertura y variación en la composición de especies entre muestreos. Por otra parte, comunidades coralinas de Guerrero se considera que están en un estado de disturbio intermedio, debido a que son muy diversas, con dos especies muy abundantes pero las demás aunque con distribución desigual, están representadas, en todos los muestreos.

Palabras Clave: **Composición específica, cobertura coralina, índices de diversidad, Pacífico mexicano.**

Abstract of the thesis presented by **Constanza Genoveva Moreno Viñals** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology. Ensenada, Baja California, Mexico. October 2012

Spatial and temporal variation of the coral communities from the Mexican Pacific

We determined the variation in space and time of the main coral communities, as well as the relative contribution of coral species to the coverage in 18 localities of the Mexican Pacific, from surveys conducted between 1998 and 2011. We used different diversity indices (species richness (S), equity (J), Shannon (H'), $1-\lambda$ dominance,) and taxonomic distinctiveness indices (total delta, delta average variance of delta and $\lambda +$) in order to assess which of them was the best indicator of biodiversity and local variation in species composition of coral communities. Differences in these indices between surveys were tested by one-way ANOVA. Cabo Pulmo, Islas Marietas, Carrizales, Las Monas, La Entrega and Ixtapa-Zihuatanejo, showed significant changes in most indices. In the first visit to these places, there were high coral cover, dominated by one or two species, therefore we considered they had been undisturbed for long periods. In subsequent surveys, there were significant changes in community descriptors as well as loss of coral cover; on the other hand, S, J, $1-\lambda$ increased, so they might have been subjected to disturbance. However, signs of recovery were detected during last surveys. Some locations on the coast of Jalisco, Colima and Michoacán are considered disturbed sites, due to the drastic decrease in coral cover and variation in species composition between surveys. Moreover, Guerrero coral communities are considered to be in a state of intermediate disturbance, because they are highly diverse, with two abundant species but other species, albeit uneven distribution, are represented in all samples.

Key Words: **Species composition, coral cover, diversity indices, Mexican Pacific.**

Agradecimientos

A CICESE por abrirme sus puertas.

A CONACYT por el apoyo financiero.

A Luis Eduardo Calderón por su apoyo.

A Héctor Bonilla porque escucharte y platicar contigo es un placer.

A Lydia Ladah por sus maravillosas clases.

A Manuel López y Rosalía Aguilar por sus comentarios y sugerencias

A Cecilia Mosqueda por salir al rescate.

A Tania Frausto, especialmente, por su increíble apoyo y solidaridad.

Tabla de contenido

1	Introducción	8
1.1	Antecedentes	12
1.2	Hipótesis.....	13
1.3	Objetivo general.	13
1.4	Objetivos particulares.....	13
2	Metodología	15
2.1	Sitios de estudio	15
2.2	Cabo Pulmo, Baja California.....	15
2.3	Nayarit.....	15
	2.3.1. <i>Isla Isabel, Nayarit.</i>	15
	2.3.2. <i>Islas Marietas, Nayarit.</i>	16
2.4	Costa Alegre, Jalisco.....	16
2.5	Zihuatanejo-Guerrero	17
2.6	Colima y Michoacán	17
2.7	Bahías de Huatulco, Oaxaca.	17
2.8	Trabajo de campo.....	18
2.9	Calendario y esfuerzo de muestreos	18
2.10	Caracterización de los regímenes de perturbación	20
2.11	Indicadores de impacto del desarrollo costero.....	20
2.12	Índice de disturbio (IDD)	23
2.13	Análisis de Datos	25
	2.13.1 . <i>Descriptores de la comunidad</i>	25
	2.13.2 . <i>Análisis de ordenación</i>	28
3	Resultados	29
4	Discusión y Conclusiones.....	45
	Referencias bibliográficas	50
	Apéndice 1.....	1

Lista de figuras

Figura 1. Curva de campana que representa la hipótesis del disturbio intermedio (Connell, 1978).	9
Figura 2. Localización de las principales comunidades coralinas en el Pacífico mexicano.....	19
Figura 3. Abundancia y diversidad taxonómica de corales escleractíneos en 18 localidades del Pacífico Mexicano en el periodo (1998-2011). Cada punto representa un sitio y la fecha de muestreo.....	41
Figura 4. Variabilidad de la amplitud taxonómica (presencia-ausencia) de corales escleractíneos en 18 localidades del Pacífico Mexicano en el periodo (1998-2011). Cada punto representa un sitio y la fecha de muestreo. Las líneas que delimitan el embudo, en ambas figuras, son intervalos de confianza simulados al 95%, se basan en la media y la varianza de la muestra, la línea punteada al centro se basa en la selección aleatoria del total de especies de la lista taxonómica.....	42
Figura 5. Distancia relativa entre localidades con base en la abundancia y ocurrencia de especies mediante un análisis de MDS.....	44
Figura 6. Índice de Anomalía Térmica para la Región 3-4 (5°N-5°S-120°-170°W) Pacífico Ecuatorial (1992-2012). (NOAA, 2009)	48

Lista de Tablas

- Tabla 1. Contribución (%) de las principales especies de corales escleractíneos a la cobertura de coral en diferentes localidades del Pacífico mexicano. Código de color: 1° **sp. dominante (rojo)**, 2° **sp. dominante (morado)**, **spp. Iguualmente abundantes (naranja)**..... 32
- Tabla 2. Correlación (r) entre índices ecológicos. Los coeficientes más altos se indican en rojo. .. 38
- Tabla 3. Resumen ANOVA de una vía. Los puntos indican los sitios en que hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre eventos de muestreo para cada índice en cada localidad. Los índices se clasificaron en dos categorías: Índices de diversidad tradicionales (S, H', J', 1- Λ) e Índices Taxonomicos (Δ) y de Distintividad (Λ). (Δ Diversidad Taxonómica, Δ^* Distintividad taxonómica, ($s\Delta$ varianza), (Δ^+ promedio) y Λ^+ promedio de la Distintividad taxonómica) Se indica el tipo de datos que utiliza cada índices: cualitativos o presencia- ausencia. Los puntos naranjas significan que en estas localidades se registró un incremento de la cobertura coralina en el último muestreo, ya que en los anteriores se registró una disminución en la cobertura. El punto rojo, único sitio con incremento neto de cobertura coralina, negro, sitios en que la cobertura se redujo entre muestreos 39
- Tabla 4. Sitios fuera de los límites de confianza para Delta* y Lambda+. Las localidades se acomodaron conforme aparecen, de izquierdas a derecha, en las Figura 2 y 3 respectivamente. Código de color negro (1998) rojo (2002 y 2003) café (2005) azul (2009) y verde (2010)..... 43

1 1. Introducción

Documentar los patrones de la variación espacio temporal de la diversidad sigue siendo el tema central de la ecología teórica y aplicada (Clements, 1916; Gleason, 1916; Ricklefs, 2008). La diversidad es frecuentemente utilizada como un importante indicador del funcionamiento del ecosistema (Tilman *et al.*, 1997) dado que la riqueza de especies es sensible a las condiciones físicas, la heterogeneidad del hábitat y otros factores basados en interacciones bióticas (Begon *et al.*, 1995).

La hipótesis del disturbio intermedio y el modelo de equilibrio dinámico son la base de la teoría ecológica que se aplica en el manejo y la conservación (Hobbs *et al.*, 1992). De acuerdo con la hipótesis del disturbio intermedio, la diversidad de especies en una comunidad está determinada por la frecuencia de las perturbaciones ambientales. Cuando las perturbaciones son demasiado frecuentes o muy poco frecuentes, la diversidad de especies es baja (Connell, 1978). Por el contrario, cuando la frecuencia de las perturbaciones es intermedia, la diversidad de especies es alta. Sin embargo, si el intervalo entre perturbaciones se incrementa más allá de cierto límite, la diversidad comienza a declinar. Cuando la diversidad de especies se grafica en función del tiempo transcurrido desde la última perturbación o en función de la magnitud de la perturbación, se obtienen curvas tipo campana (Sousa, 2001). Esta teoría se basa en el supuesto que una o pocas especies dominaran la comunidad en ausencia de disturbios.

Margalef (1963) observó que en comunidades jóvenes, poco maduras o complejas, los factores abióticos tienen mayor importancia sobre la dinámica de las poblaciones residentes. La eventual dominancia en un sitio por una o pocas especies, con superioridad competitiva, es común en comunidades ecológicas donde las condiciones ambientales permanecen constantes o no perturbadas. La invasión de nuevas especies en estos sitios sólo es posible hasta que un disturbio hace disponible el recurso limitante para nuevos colonizadores.

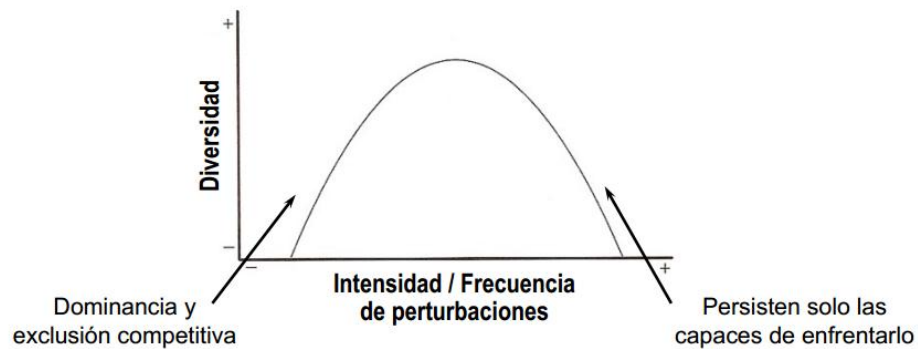


Figura 1. Curva de campana que representa la hipótesis del disturbio intermedio (Connell, 1978).

La hipótesis del equilibrio dinámico predice que el nivel de disturbio donde se observa la máxima diversidad depende del nivel de productividad, ya que, a elevadas tasas de crecimiento, se requiere de un fuerte disturbio para contrarrestar los efectos de la exclusión competitiva. Sin embargo, a bajas tasas de crecimiento un disturbio leve es suficiente para prevenir la exclusión competitiva (Huston, 1979). Entonces se espera una distribución desigual de las especies a niveles bajos o altos de disturbio (Miller, 1982).

Los estudios sobre medición de biodiversidad se han centrado en la búsqueda de parámetros para caracterizarla como una propiedad de las comunidades ecológicas y para ello se han empleado diversos índices para tratar de estimar y evaluar la biodiversidad (Magurran, 1988).

Ahora sabemos que todos los elementos que constituyen la diversidad biológica, de un área son los reguladores naturales de los flujos de materia y energía; así una mayor diversidad permite a un ecosistema resistir mejor a cambios ambientales mayores haciéndolos menos vulnerables (Schoener, 1982; Connell, 1978). Todos los componentes de la biodiversidad desde genética hasta el arreglo del paisaje influyen los servicios ecosistémicos y desempeñan un papel importante en la permanencia de estos servicios a largo plazo (MEA, 2005)

Aunque la mayoría de la literatura sobre comunidades ecológicas no abordan arrecifes de coral, los paradigmas que involucran dinámicas estocásticas no equilibradas son particularmente aplicables a estas comunidades (Karlson, 1993). Los procesos y patrones que son relevantes como disturbio en un arrecife de coral incluyen competencia, sucesión, estabilidad, diversidad de especies y dinámicas metapoblacionales. Disturbios frecuentes o graduales como el cambio climático mantienen la diversidad local al prevenir que competidores inferiores sean

eliminados (Connell, 1978), por lo que la mayoría de los ensamblajes locales están lejos del equilibrio debido a estos cambios (Jackson, 1977).

Svensson *et al.*, (2012) reportan bajo un modelo espacial, que el modelo de la hipótesis del disturbio intermedio se comporta conforme a lo predicho solamente cuando la biodiversidad es medida como riqueza de especies, en estos casos la equidad (índice de Pielou J') aumenta al incrementar el disturbio, sin importar el nivel de productividad. La reducción por disturbio de las especies dominantes, permite la colonización de nuevas especies, en consecuencia, se espera que al inicio, después de un disturbio sobre una comunidad con distribución desigual, tanto el número como la equidad de las especies se incrementen (Svensson *et al.*, 2012)

Sin embargo, la diversidad ecológica es mucho más que la variedad de especies. Por ejemplo, el estudio de la variedad y extensión de nichos ecológicos se ha utilizado para describir la diversidad de recursos que un organismo o especie utiliza. Similarmente, la diversidad de hábitats es un índice que mide la complejidad estructural de un ambiente o del número de comunidades presentes (Magurran, 1988). Los índices de distintividad taxonómica Delta* (Δ^*) y Lambda+ (Λ^+) han sido empleados principalmente en estudios de impacto ambiental, asumiendo que los ensamblajes de especies en ambientes perturbados comprenden un menor rango taxonómico (Clarke y Warwick, 2006), es decir, las especies presentes están más estrechamente emparentadas al mismo taxa, que en los ambientes no perturbados, donde se encuentran más especies de distintas familias u órdenes. (Bevilacqua *et al.*, 2009). La variación en la distintividad taxonómica Δ^+ , refleja la inequidad de una especie dada dentro de un listado u árbol taxonómico y representa la varianza como la distancia de las ramas entre pares de especies (Clarke y Warwick, 1999)

Por otra parte, los arrecifes coralinos modernos existen desde el periodo triásico, hace 65 millones de años, y han sido diezmados y resurgido debido al aumento en el nivel del mar, cambio climático (Richmond y Wolanski, 2011) y movimientos tectónicos lo cual refleja la gran capacidad de estos ecosistemas para recuperarse ante distintos tipos y magnitudes de disturbio. Sin embargo, no podemos hacer inferencias sobre el futuro de estos ecosistemas a partir de eventos del pasado, sobre todo porque las condiciones actuales de impacto antropogénico no tienen precedentes.

Son numerosos los casos reportados (Jackson *et al.*, 2001; Coll *et al.*, 2008; Baird, 2009) sobre cambios drásticos en las funciones y estructura de un ecosistema, debido a causas de origen antropogénico, como: deforestación, sedimentación artes de pesca intensivas o de gran impacto ambiental (Jennings *et al.*, 2002), cambios en flujos hidrológicos (Calderón-Aguilera y Flessa, 2007); y más reciente la acidificación del océano debido al incremento en la concentración de CO_2

atmosférico, por la quema de combustibles fósiles mayoritariamente (Reyes-Bonilla *et al.*, 2011).

Debido a lo anteriormente planteado, es urgente implementar un enfoque de manejo integrado de los ecosistemas, como ya ha sido planteado en foros internacionales, para lo cual es necesario conocer y cuantificar las causas de deterioro arrecifal. La zona costera de México debe considerarse una zona prioritaria y su gestión debe abordarse como un tema de seguridad nacional, que incluya temas como la autosuficiencia alimentaria, diversificación de actividades productivas, monitoreo ecológico y otras líneas de investigación; la información obtenida de estudios de este tipo son la base para la toma de decisiones adecuadas en el manejo de los recursos naturales de nuestro país (Lara-Lara *et al.*, 2008)

En el presente estudio se evaluaron cambios en la composición de especies de coral a nivel local y la contribución relativa (abundancia en %) de cada una a la cobertura coralina en cada sitio entre eventos de muestreo. También se evaluaron cambios en la cobertura coralina total (%) y nueve índices de diversidad, utilizados comúnmente para fines de monitoreo, con el fin de evaluar su efectividad en la detección y cuantificación temprana de perturbaciones o disturbios. La hipótesis a probar en este estudio es la siguiente. En ambientes estables no habrá diferencias significativas en ninguno de los índices de diversidad, en cambio, en los ambientes con disturbio leve o moderado habrá diferencias entre eventos de muestreo para estos descriptores de la comunidad.

En este estudio se tienen los siguientes supuestos

- 1) Se considera estable o sin disturbio a las localidades dominadas por una especie. Donde la especie más competitiva domina y desplaza al resto (Margalef, 1963; Díaz, 2006; Begon *et al.*, 1995)
- 2) Se considera disturbio o sitios perturbados- Las localidades en las que incrementa S , J' , $1-L$, (Magurran, 1988) y donde Δ^* y Δ^+ (Clarke y Warwick, 2001) varían, y/o decrece la cobertura total.

Son sitios con pocas especies estrechamente emparentadas (Clarke y Warwick, 1998) en proporciones desiguales. Las sobrevivientes son las capaces de enfrentarlo, y serán mas abundantes que las primeras colonizadoras (Schoener, 1982).

- 3) Se considera disturbio intermedio-Los sitios en donde permanecen las mismas especies y en donde la estructura de la comunidad no cambia significativamente entre muestreos. Un disturbio intermedio evita la dominancia del sitio por la especie de más rápido crecimiento y permite la máxima riqueza de especies (Connell, 1978; Hobbs, 1992).

Este trabajo se enmarca dentro del proyecto *Vulnerabilidad de los arrecifes coralinos de las costas mexicanas por efecto del cambio global y posibles consecuencias socioambientales* (Fondo Sectorial CONACYT – SEMARNAT –INE Ref. 023390), cuyo objetivo general es estimar los posibles efectos que tendrían el incremento en la temperatura superficial del mar y de la presión parcial atmosférica de bióxido de carbono sobre los arrecifes coralinos de las costas mexicanas del Pacífico, como consecuencia del cambio global. Básicamente trata de identificar los factores físico, biológicos y sociales que determinan la vulnerabilidad de los arrecifes coralinos, así como las consecuencias socioambientales que tendría la degradación de estos ecosistemas.

1.1 Antecedentes

En la costa mexicana del Pacífico los arrecifes de coral se presentan en aguas someras (0 a 25 m de profundidad), desde el sur del Golfo de California hasta Oaxaca y las Islas Revillagigedo, generalmente construyen estructuras de poco relieve, menos de 3 m de espesor (Reyes-Bonilla, 2003). Las condiciones ambientales, para el desarrollo coralino, de la región son desfavorables por varias razones: la costa oeste de México presenta poca superficie de plataforma, continental, es una zona de surgencias y de influencia de la Corriente de California, ambos factores producen temperaturas relativamente bajas y es uno de los sitios con valores más bajos de pH superficial en el océano mundial (Kleypas *et al.*, 1999). Las comunidades coralinas en el Pacífico Mexicano comparten la característica de estar orientados dirección S- SE y localizados dentro de bahías o detrás de rocas o islas, que ofrecen refugio contra los vientos fríos del norte (López *et. al*, 2012)

Las formaciones arrecifales, en Guerrero y Michoacán son parches dispersos, las más importantes se localizan en Nayarit y Oaxaca, todos se consideran arrecifes de borde. Los atributos de estos sitios son notablemente distintos a los del Golfo de California e Islas Revillagigedo en cuanto a la composición de especies. (Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla 2006). En particular las localidades de Manzanillo e Ixtapa –Zihuatanejo en Guerrero presentan elevada cobertura coralina superior al 68% (Nava y Ramírez, 2011; López *et. al*, 2012)

Los arrecifes de Oaxaca a Nayarit están bien consolidados y ampliamente desarrollados, abarcan hectáreas con un grosor de 6m (Reyes-Bonilla, 2003). La cobertura coralina va de 20 a 50%, aunque la diversidad es baja, y la zonación clara: *Pocillopora* domina en aguas someras, por debajo de los 5 m hay un incremento gradual de *Pavona* y por último *Porites* en aguas más profundas.

Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla (2006) reportan declives en la cobertura coralina en Cabo Pulmo del 62% al 12% entre 1997 y 2003. En Bahía de Banderas la comunidad coralina fue drásticamente diezmada, más del 90%,

después del fenómeno ENSO de 1997/98 y no se observó ningún signo de recuperación después de tres años. En Oaxaca; la cobertura en zonas someras alcanzaba 76% en 1997 y 2002 la cobertura había disminuido a 21%, en zonas profundas la cobertura se redujo de 45% a 40% entre octubre de 2002 y noviembre de 2003. Cupul-Magaña y Calderón-Aguilera (2008) reportaron blanqueamiento de coral de casi 100% en Islas Marietas en mayo de 2008, hecho que relacionaron con la disminución de la temperatura.

Reyes-Bonilla, *et al.*, (2008) pronostican, bajo un modelo de nicho ecológico y datos de abundancia de especies clave en seis regiones arrecifales rocosas de la Península de Baja California, la respuesta de especies comerciales bajo un escenario de elevación media de temperatura en el golfo de California de 0.63° C para 2050. La principal especie de coral arrecifal, *Pocillopora verrucosa* extenderá su distribución, dada su alta tolerancia al aumento de temperatura y seguramente alcanzará las costas de Sinaloa, pero otras especies de gran valor económico (el pepino café *Isostichopus fuscus*, el ángel de Cortés *Pomacanthus zonipectus* y la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*) bajarán notablemente su abundancia al sur de 25° N.

Otro aspecto importante de *P. verrucosa* es que presenta un gran número de especies asociadas, muchas de ellas que son simbioses obligados (Reyes-Bonilla, 2003); por esa razón según este autor, la llegada de este coral a Sonora aumentaría la biodiversidad de fondos rocosos.

1.2 Hipótesis

Las comunidades coralinas sujetas a algún tipo de perturbación presentarán cambios en la cobertura, abundancia y composición de especies. Por el contrario en ambientes no perturbados la composición de especies y sus abundancias relativas no serán significativamente diferentes entre eventos de muestreo.

1.3. Objetivo general.

Estimar los cambios en la cobertura y composición de la comunidad coralina, a lo largo del periodo 1998 – 2011, en 18 localidades del Pacífico mexicano.

1.4. Objetivos particulares.

- Explorar cambios en la cobertura coralina (%) total y por especie.
- Explorar la variación local en la composición y riqueza de especies para cada sitio.

- Calcular los índices ecológicos tradicionales: riqueza de especies (S), diversidad de Shanon ($H' \log 10$), equidad de Pielou (J'), dominancia (1-Lambda),
- Calcular los índices taxonómicos y distintividad delta (Δ) y lambda (Λ).
- Evaluar en cada sitio, entre eventos de muestreo, cambios en los índices ecológicos y taxononómicos.
- Explorar cuál de estos índices es más adecuado para determinar el nivel de disturbio al que han estado sometidas las localidades.

2. Metodología

2.1. Sitios de estudio

Se visitaron siete estados y dieciocho localidades en el Pacífico Mexicano (Tabla 1).

2.2. Cabo Pulmo, Baja California.

Cabo Pulmo es el arrecife más norteño del Pacífico oriental, se localiza en la entrada del Golfo de California ($23^{\circ} 50' N$, $109^{\circ}25' W$), en una zona de transición entre el Pacífico templado y el tropical, presenta surgencia en los meses de agosto a noviembre, lo que propicia un incremento en las concentraciones de fitoplancton en el mes de febrero (Hernández-Fonseca, 2010). Recibe influencia de la corriente fría y de baja salinidad de 34.6 ppm de la corriente de California. Del Golfo de California recibe aguas más cálidas y con salinidad por arriba de 34.9 ppm. La temperatura media en esta localidad varía entre los 19 y $31^{\circ}C$ (Hernández-Fonseca 2010).

Este arrecife está dividido naturalmente en tres secciones: la sección norte se caracteriza por fondos arenosos, con baja cobertura de coral y gran influencia temporal de agua dulce en verano y otoño; la región central, presenta grandes áreas de sustrato duro, de granito, arenisca y conglomerado, con una alta cobertura de coral. La sección sur es la que mayor cobertura coralina tiene, debido a la protección, contra intenso oleaje, que le brinda Cabo Los Frailes (Reyes Bonilla, 1993) . Es un parque nacional desde el 7 de junio de 2000.

2.3. Nayarit

2.3.1. Isla Isabel, Nayarit.

El parque Nacional Isla Isabel se ubica entre los $21^{\circ} 51' 21''$ y $21^{\circ} 50' 56'' N$ y $105^{\circ} 53' 31''$ y $105^{\circ} 52' 43'' O$; con una superficie de 82.16 km^2 y ancho promedio de 0.7 km (Ríos-Jara *et al.*, 2008). Es una isla volcánica considerada como el sitio de anidación de aves marinas más importantes en el Pacífico (RAMSAR, 2003).

Se ubica en el municipio de Santiago Ixcuintla el cual cuenta con 1,515 habitantes (INEGI, 2010).

En este sitio se han registrado 10 especies de corales, las cuales han construido estructuras arrecifales verdaderas (Carriquiry y Reyes-Bonilla, 1997)

Isla Isabel presenta cuatro caras definidas por sus características fisiográficas y tipos de fondo. La cara norte es una zona con fondos de arena gruesa y pendiente abrupta, de hasta 25 m de profundidad. En esta zona se encuentra la comunidad más grande de gorgonáceos. La cara este presenta dos formaciones rocosas que sobresalen del lecho marino, el fondo consta de cantos rodados, arena y formaciones coralinas dispersas. La cara oeste es una planicie compuesta por roca volcánica irregular. Es el área más expuesta a oleaje y corrientes. La cara sur presenta gran variabilidad de hábitats con cobertura coralina (Ríos-Jara *et al.*, 2008).

2.3.2. Islas Marietas, Nayarit.

El Parque Nacional Islas Marietas, se ubica entre los 20° 42' 47" y 20° 41' 11" N y 105° 33' 18" y 105° 33' 18" O, con una superficie de 1,400 ha. Se localizan en la Bahía de Banderas en el Océano Pacífico, frente a las costas del estado de Nayarit en México. Se ubica a 39 km de Puerto Vallarta con una población total de 255,681 habitantes (INEGI, 2010).

El Parque Nacional Islas Marietas cuenta con plan de manejo desde 2007. Forma parte de los sitios Ramsar y el 6 de febrero de 2008 fue incluida por la UNESCO dentro del programa El hombre y la biosfera (Man and Biosphere, MAB)

Es un sitio importante de reproducción, alimentación y descanso de aves marinas migratorias y continentales, cuenta con gran diversidad de especies coralinas, es colonizada de manera abundante por los corales de los géneros *Pocillopora* y *Pavona*, así como del coral ahermatípico *Tubastrea coccinea* y gorgonáceos o abanicos de mar, por lo que son una fuente potencial de larvas de coral para toda la Bahía. También presenta la mayor diversidad de peces de arrecife en la Bahía de Banderas (CONANP-SEMARNAT, 2007).

2.4 Costa Alegre, Jalisco

La región de la Costa Alegre en Jalisco, abarca los municipios de Cihuatlán, la Huerta, Cabo Corrientes y Tomatlán.

En este estudio se visitaron las localidades de Tecanatita, Isla Pelicanos y Las Monas, en el municipio La Huerta y, La Virgen y Cuestecomate en el municipio de Cihuatlán.

Tenacatita es una bahía que comprende tres playas Boca de Iguanas, Tenacatita y La Manzanilla con una extensión de aproximadamente 6.5 kilómetros de largo, permanece aún intacta por los grandes desarrollos turísticos. La playa de Tenacatita es extensa y de oleaje suave; Cuestecomate es un pueblo que se encuentra en la costa, donde una ensenada hace que sus aguas pierdan fuerza

haciéndolo un lugar propicio para el desarrollo arrecifal y también de gran atractivo turístico.

2.5 Zihuatanejo-Guerrero

Ixtapa - Zihuatanejo está localizado en el Estado de Guerrero en un área conocida como la Rivera Mexicana, tiene 26 kilómetros de largo de costa tropical montañosa con playas de suave arena y docenas de ensenadas. En este estado se visitaron las localidades de Manzanillo, Ixtapa, Caleta de Chon y Morro Colorado, en el municipio de Zihuatanejo de Azueta, el cual cuenta con 118,211 habitantes (INEGI, 2010).

Guerrero es un área de interés porque representa un puente faunístico entre comunidades bien desarrolladas, típicas de América Central como Oaxaca, y zonas más norteñas donde la composición de especies es menos compleja y dominada por taxas de amplia distribución (López *et. al*, 2012).

2.6 Colima y Michoacán

En Colima se visitaron las localidades de Carrizales, La Boquita, L´ Recif y Hotel Paraiso Motemar, en el municipio de Manzanillo, el cual cuenta con 108,584 habitantes (INEGI, 2010).

La formación coralina en Carrizales cubre un área total de 6,000 m², con zonas protegidas y expuestas e influenciada por las descargas del río Juluapan, en la época de lluvia (verano) (Rodríguez-Villalobos, 2011).

La Boquita es una playa a mar abierto, con una extensión aproximada de 1kilómetro, pendiente moderada y oleaje suave, es una de las playas que forman parte de la Bahía de Santiago, está a ocho kilómetros al norte de la península de La Audiencia y a 15 km de Manzanillo.

En Michoacán se visito la localidad, Isla Pájaros, la cual abarca un área de 2.4 hectáreas y se sitúa en el centro de una laguna; está a 64 km al sur del puerto de Manzanillo, localizado en 18°20´´18.4´N y 103°30´´19.8´E.}

2.7 Bahías de Huatulco, Oaxaca.

En la costa de Oaxaca, en el municipio de Santa María de Huatulco, el cual cuenta con 38,629 habitantes (INEGI, 2010), se encuentra el Parque Nacional Huatulco, que consta de nueve bahías con una superficie de 12,000 ha, que abarcan 35 kilómetros de litoral entre los ríos de Coyula y Copalita.

Se ubica entre los 15° 39' 12" y 15° 47' 10" N y 96° 06' 30", 96° 23'O. Comprende una porción del litoral caracterizada por ser una costa de acantilados donde no

existen llanuras y entre las cuales se han formado pequeñas bahías de fondo rocoso y escasa profundidad creando un ambiente propicio para el desarrollo de arrecifes (RAMSAR, 2003).

Las temperaturas, máximas y mínimas son enero y agosto, con 26 y 31°C respectivamente, aunque Hernández-Fonseca, 2010 reporta temperaturas mínimas de 22°C en enero y máximas de 33°C en agosto para el periodo 2002 a 2009.

2.8 Trabajo de campo.

Los valores de cobertura coralina se obtuvieron mediante el método de transectos, el cual consiste en colocar un cuadrado sobre el suelo, para determinar la densidad, cobertura y frecuencia de la especie de interés (Mostacedo, y Fredericksen, 2006). En este estudio se utilizaron cuadros de 1 m² tendidos a lo largo de una línea de 25 m de largo colocadas a la misma profundidad .y de forma paralela a la costa.

Este método ha sido utilizado tradicionalmente en el estudio de las comunidades coralinas del Pacífico mexicano debido a su eficiencia en la detección de especies poco abundantes (Calderón-Aguilera, *et al.*, 2006; Engeman y Sugihara, 1998)

2.9 Calendario y esfuerzo de muestreos

La base compilada de registros de cobertura coralina por especie, compendió 645 transecto de 25 m de largo por un metro de ancho, con lo cual se muestreó un total de 16,125 m² en las principales comunidades coralinas del Pacífico mexicano.

En la figura 2 se muestran las localidades de estudio.

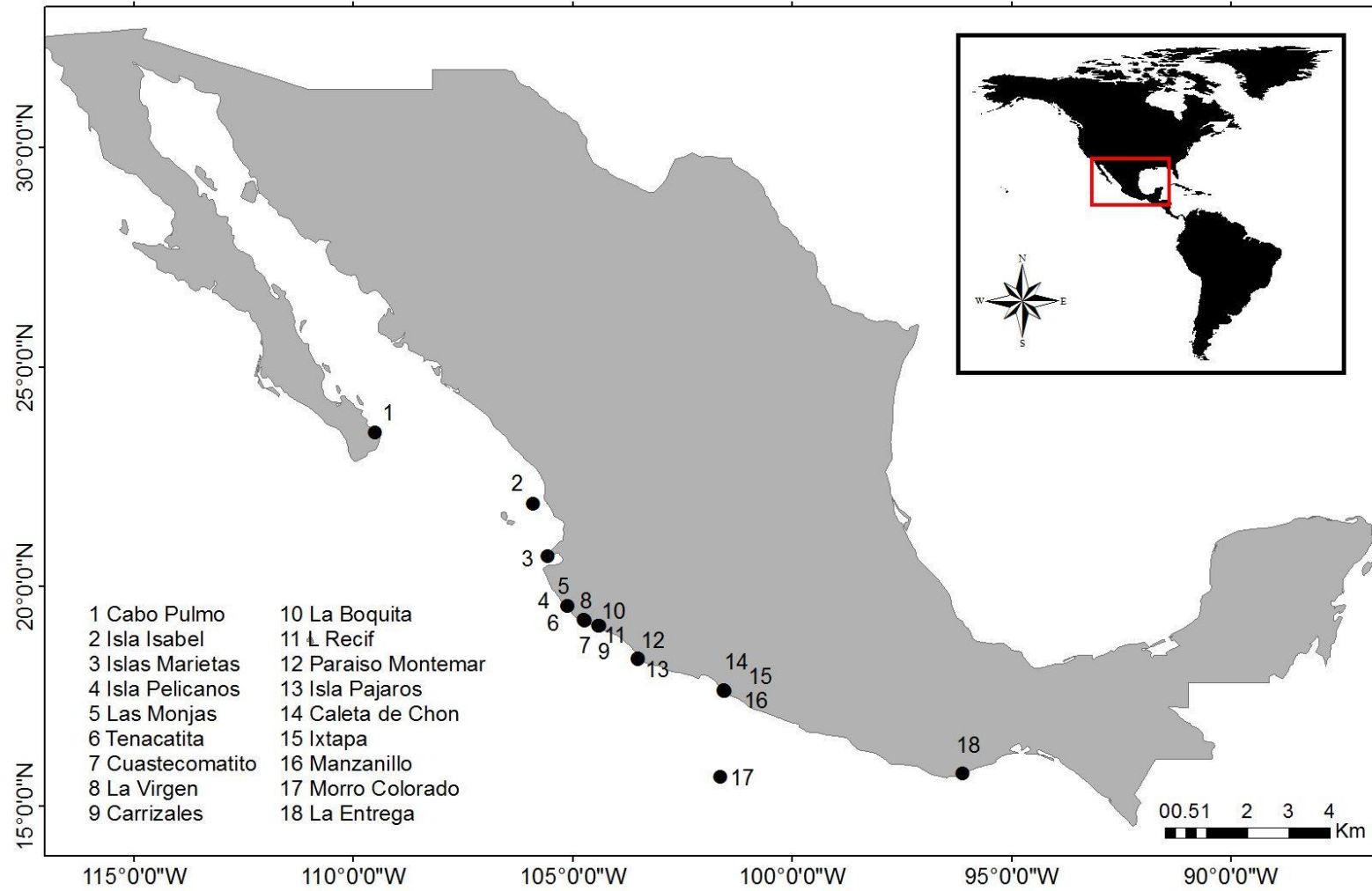


Figura 2. Localización de las principales comunidades coralinas en el Pacífico mexicano

2.10 Caracterización de los regímenes de perturbación

Para caracterizar y comparar los regímenes de perturbación al que están sometidos los distintos sistemas arrecifales se codificaron las variables (indicadores de impacto del desarrollo costero) con respecto a la Intensidad o grado de destrucción, extensión, resiliencia, momento de la manifestación del impacto, persistencia, relación causa-efecto y frecuencia, como variables ordinales.

Las variables Intensidad o grado de destrucción, extensión y resiliencia, recibieron una calificación en una escala de nivel tres y, las variables momento de la manifestación del impacto, persistencia, relación causa-efecto y frecuencia recibieron una calificación en una escala de dos niveles.

- Intensidad o grado de destrucción (I) bajo (metros) 1, medio (> 1km) 2 y alto 3 (> 1km).
- Extensión (E), como la zona afectada por una perturbación determinada: puntal 1, parcial 2 y extremo 3.
- Resiliencia (R): recuperable 1, mitigable 2 e irrecuperable 3.
- Momento de la manifestación del impacto (M): latente 1 e intermedio 2.
- Persistencia (P): temporal 1 y permanente 2.
- Relación causa-efecto (C-E): Directo 1 e indirecto 2.
- Frecuencia (F): discontinuo 1 continuo 2.

2.11 Indicadores de impacto del desarrollo costero.

Se determinaron tres Indicadores de impacto del desarrollo costero Desarrollo turístico, Actividades recreativas y Problemas identificados

Los indicadores de Desarrollo turístico y Actividades recreativas son clasificaciones utilizadas por el Sistema Integral de Información de Mercados Turísticos (SIIMT) y cuyas características se describen en la página web <http://www.siimt.com/es> dentro de la categoría Compendio turístico por entidad Costa del Pacífico, consultada el 14 de mayo de 2012.

La caracterización del indicador Problemas identificados se elaboro para cada región según la información contenida en CONABIO en su portal electrónico <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos>, consultada el 15 de mayo de 2012. La información compilada con esta información para cada sitio

esta contenida en la tabla1, cada uno de los indicadores contiene categorías y las categorías las variables de impacto del desarrollo costero.

El desarrollo turístico incluye a su vez dos categorías, centros turísticos integralmente planeados y centros turísticos tradicionales, en el primero se consideraron cuatro variables, la presencia de cruceros, hoteles cinco estrellas, campos de golf y marinas. En el segundo las variables consideradas fueron la presencia de restaurantes y bares, hoteles de cero a dos estrellas y la presencia de prestadores de servicios turísticos como agencias de viaje, supermercados, taxis etc.

Las actividades recreativas se clasificaron en dos categorías, actividades que se realizan directamente en el arrecife como son el buceo autónomo, buceo libre y la pesca deportiva y actividades que se realizan en el mar pero no necesariamente dentro del arrecife como son el avistamiento de especies, pesca artesanal y pesca comercial.

Por último, los problemas identificados comprenden tres categorías: Introducción de especies, Contaminación, dividida a su vez en, descarga de aguas residuales, afluentes de ríos y basura o desechos sólidos y, por último, la categoría actividades económicas considera agricultura, desforestación y metalurgia.

Tabla 1. Indicadores de impacto del desarrollo costero (IDC). Considera la Intensidad o grado de destrucción, extensión, resiliencia, momento de la manifestación del impacto (MMI), persistencia, relación causa-efecto y frecuencia, como variables ordinales.

Clasificación de indicadores de impacto del desarrollo costero			Intensidad o grado de destrucción			Extensión			Resiliencia			• M.MI.		Persistencia		Relación Causa-Efecto		Frecuencia		IDDn= I*E*R*M*P*C-E*F	
IDC indicadores de desarrollo costero	Categorías de desarrollo costero	Variables de desarrollo costero	bajo	medio	alto	puntual	parcial	extremo	Recuperable	Mitigable	Irrecuperable	Latente	Inmediato	Temporal	Permanente	Directo	Indirecto	Discontinuo	Continuo	Indice de disturbio	
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	1	2	1	2	1	2		total
Desarrollo turístico	Centros integralmente planeados	Cruceros			3		2				3	1			2		2		2	144	
		Hoteles 5-3 estrellas			3		2				3	1				2		2		2	144
		Club Golf			3		2				3	1				2		2		2	144
		Marina			3		2				3	1				2		2		2	144
	Centros de playa tradicionales	Restaurantes-Bares	1			1					3	1				2		2		2	24
		Hotel 2-0 estrellas		2			2				3	1				2		2		2	96
		Prestadores de servicios turísticos	1				2			2		1		1			1		1		4
Actividades Recreativas	En el arrecife	Buceo			3	1			1			1		1		1		1		3	
		Pesca deportiva		2			2			2			2	1				2	1		32
		Snorkel	1			1				2		1		1			1		1		2
	Fuera del arrecife	Avistamiento sp	1			1				2			2	1			1		1		4
		pesca artesanal/local	1				2			2			2			2		2		2	64
		Pesca comercial			3			3		2			2			2		2		2	288
Problemas identificados	Contaminación	Introducción de especies			3			3			3	1			2		2		2	216	
		descargas de aguas residuales		2			2				3	1			2		2		2		96
		Afluente de ríos		2			2		1				2	1			1		1		8
	Otras actividades económicas	Basura /desechos sólidos		2			2				3	1				2		2		2	96
		Agricultura (aporte nutrientes)		2			2			2		1		1			1		1		8
		Deforestación (aporte sedimentos)				3		2		1			1		1		1		1		6
Metalurgia (aporte de agua caliente y/O Tóxicos)				3		2			2		1			2	1			2	48		

2.12 Índice de disturbio (IDD)

Después de asignar puntuaciones para cada (indicador de impacto del desarrollo costero) se elaboró un índice de disturbio (IDD), de magnitud creciente multiplicando las puntuaciones asignadas, un número bajo indica un bajo impacto de un agente de perturbación mientras que un número alto indica un gran impacto.

Por ejemplo, para la categoría cruceros, la intensidad de destrucción es alta (3), de extensión parcial (2), la resiliencia del sistema ante este disturbio es irrecuperable (3) dado que donde halla tráfico continuo de cruceros no se desarrollaron parches arrecifales, el momento de la manifestación del impacto es latente (1), la persistencia es permanente (2), la relación causa-efecto es indirecta (2) y la frecuencia es continua (2).) Tabla 2 Clasificación y valoración de variables de impacto para desarrollar el IDD (indicador de impacto de desarrollo para cada variable)

IDD (crucero)= I*E* R*M*P*C-E*F

$$IDD= 3*2*3*1*2*2*2=144$$

Una vez identificadas todas las variables presentes en cada sitio se les asignó su respectivo valor de índice de disturbio, se sumaron todas las variables y dividieron entre el número de indicadores presentes; por último el resultado se dividió entre 100% para escalar estos valores entre 0 y 1 como lo están los índices de diversidad, de esta manera se obtuvo un índice de desarrollo costero IDC para cada localidad de estudio y el centro turístico más cercano, esto con la intención de determinar el valor máximo de desarrollo que hay en la zona

Tabla 2. Índice de Disturbio (IDD). Representa el nivel de impacto al que está sometida cada localidad. Los sitios marcados representan el centro turístico más cercano a las localidades visitadas

Índice de Desarrollo Costero (IDC)	Categoría	Indicadores de desarrollo costero /Centros turísticos																									
			Cabo San Lucas	Cabo Pulmo	Bahía de Banderas, Nayarit/Jalisco	Isla Isabel	Islas Marietas	Puerto Vallarta, Jalisco	Las Monjas	Isla Pelicanos	Tecanaita	La Virgen	Cuastecomate	Manzanillo, Colima	Carrizales	La Boquita	L'Recif	Hotel Paraíso Montemar	Isla Pajaros	Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero	Caleta de Chon, Gu	Manzanillo, Gue	M.Colorado	Huatulco, Oaxaca	La Entrega		
Desarrollo turístico	Centros integralmente planeados	Cruceros	144		144			144					144							144					144		
		Hoteles 5 -3 estrellas	144		144			144					144	144						144	144				144		
		Club Golf	144					144					144	144						144						144	
		Marina	144					144					144							144						144	
	Tradicional	Restaurantes- Bares	24		24			24					24							24		24				24	
		Hotel 2-0 estrellas	96	96	96			96					96					96		96		96				96	
Prestadores de servicios turísticos		4	4	4	4	4	4				4		4	4			4		4	4	4			4	4		
Actividades Recreativas	En el arrecife	Buceo	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
		Pesca deportiva	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	
		Snorkel	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
	Fuera del arrecife	Avistamiento sp	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
		Pesca artesanal/local	64	64		64	64		64	64		64	64		64	64	64		64		64	64	64		64	64	
		Pesca comercial	288					288				288		288												288	
Problemas identificados	Contaminación	Introducción de especies			216	216	216																				
		Descargas de aguas residuales	96		96			96			96			96	96			96								96	
		Afluente de ríos	32		32			32			32																
	Otras actividades económicas	Basura /desechos sólidos	96		96			96			96				96						96	96					96
		Agricultura (aporte nutrientes)			8			8			8			8	8												
		Deforestación (aporte sedimentos)	48	48	48			48			48			48	48						48	48	48				
	Metalurgia (aporte de agua caliente y/O Tóxicos)			48			48					48	48													48	
sumatoria de indicadores			1365	253	997	325	325	1357	105	105	677	105	105	1229	981	105	105	201	105	741	361	373	153	1269	109		
sumatoria de indicadores/ # de indicadores			80.29	31.63	62.31	46.43	46.43	71.42	21	21	56.42	21	21	76.81	70.07	21	21	40.2	21	67.36	51.57	37.3	21.86	84.6	18.17		
Fuente: ACTIVIDADES RECREATIVAS Y DESARROLLO HOTELERO			http://www.siiim.com																								
Fuente: Problemas identificados			http://www.conabio.gob.mx																								

2.13 Análisis de Datos

Los datos en porcentaje de cobertura coralina por especie en cada transecto se importaron al programa Primer V6 (Clarke y. Gorley, 2006), estos datos, sin ningún pre tratamiento se utilizaron para calcular todos los índices de diversidad y cobertura coralina total (%) para cada transecto, los cuales se consideran réplicas de cada evento de muestreo (Zar, 1999). Estos datos se analizaron con un análisis de varianza de una vía (ANOVA), en el programa STATISTICA, para determinar diferencias en el tiempo, para cada índice (o descriptor de la comunidad) en cada localidad.

La cobertura coralina total en m^2 se obtuvo convirtiendo los datos originales de cada transecto de % a m^2 y sumando los transectos por fecha. Para obtener el porcentaje de cobertura coralina total, primero se calculó el área total muestreada, multiplicando por 25 el número de transectos lanzados por fecha y a continuación se aplicó una regla de tres.

Teniendo la cobertura de coral y el área total muestreada en m^2 , multiplicamos los m^2 de coral por 100% (área total) y la dividimos entre el área total muestreada en m^2 , obtenemos la cobertura representada en porcentaje.

La información de riqueza de especies (S), porcentaje de cobertura, m^2 de coral y área muestreada (Tabla 3) son valores totales por fecha y es posible que estos datos no coincidan con los resultados de la prueba de (ANOVA) de una vía presentada en la Tabla 1ª del ANEXO, la cual utiliza la media de las muestras para calcular la varianza (F) entre ellas.

Se corrió un análisis de correlación (r) entre los índices calculados para facilitar la descripción de los resultados.

Para obtener los gráficos de embudo, los cuales grafican lambda y delta contra el número de especies, a los datos originales de porcentaje de cobertura por transecto se les aplicó un pre tratamiento de raíz cuadrada (Zar, 1999; Clarke y Gorley, 2006).y se procedió a sumar las variables por sitio y fecha, con el fin de obtener un solo punto en el espacio gráfico que representara ambas variables.

Por último se contrastaron los resultados contra los eventos Niño-Niña y el índice de desarrollo costero (IDC) para tratar de explicar los cambios locales en la cobertura de coral.

2.13.1 . DESCRIPTORES DE LA COMUNIDAD

Cobertura coralina total y por especie (%): Proporción de cobertura de coral vivo en cada transecto de $25 \times 1m^2$

Riqueza de especies (S): número de especies en un censo.

Índice de diversidad de Shannon (H'): considera la proporción ponderada de la abundancia de las especies y su riqueza dentro la muestra, y mide el grado promedio de incertidumbre para evaluar la probabilidad de que dos individuos de la misma especie aparezcan en censos consecutivos. El índice es adimensional y varía de cero en comunidades con uno o ningún taxón, hasta un valor máximo equivalente al logaritmo (base decimal, natural o binaria) de S, cuando las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988). Según Magurran (1988) la diversidad es un concepto que no es fácilmente definible ya que se compone de dos elementos: la variación y la abundancia relativa de las especies.

Se calcula:

$$H' = -\sum (n_i/N) \log\left(\frac{n_i}{N}\right) \quad (1)$$

Donde:

N= número total de individuos de todas las especies de cada censo.

n_i = número de individuos de la especie i en un censo

Índice de dominancia de Simpson (λ)

A medida que la dominancia se incrementa, la diversidad decrece entonces éste índice se presenta a la inversa: $1/\lambda = 1/\sum p_i^2$

Se calcula:

$$\lambda = \sum p_i^2 \quad (2)$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de una especie (n_i/N).

Índice de equidad de Pielou (J') mide la diversidad observada en relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, donde 1 representa situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes.

Se calcula:

$$J' = H'/H'_{max} \quad (3)$$

Donde:

$H'_{m\acute{a}x.} = \log S$

S= número de especies en el censo.

Diversidad y Distintividad taxonómica de Clarke y Warwick

Estos índices se basan no solamente en la abundancia de las especies (referido como x_i , el número de individuos de la especie i en la muestra), sino también en la distancia taxonómica (ω_{ij}) a través del árbol de clasificación lineana, entre pares de individuos (el primero de la especie i y el segundo de la especie j ; Clarke y Warwick, 2001). Es decir, la distancia entre individuos de la misma especie es 0, de uno si son de diferente especie pero del mismo género, de dos si son de diferente género y así sucesivamente.

La *Diversidad taxonómica promedio* Δ se define como:

$$\Delta = [\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j] / [N(N-1)/2] \dots \dots \dots (4)$$

Donde la doble sumatoria es sobre todos los pares de especies i y j ($i, j = 1, 2, \dots, S, i < j$) y $N = \sum_i x_i$, número total de individuos en la muestra.

La interpretación de Δ es muy simple: es la distancia promedio que separa a dos individuos en la muestra, es decir, la longitud esperada entre dos individuos escogidos al azar.

La *Diferenciación Taxonómica Promedio* Δ^* se calcula como

$$\Delta^* = [\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j] / [\sum \sum_{i < j} x_i x_j] \dots \dots \dots (5)$$

Y puede interpretarse como la distancia taxonómica que separa a dos individuos tomados al azar, siempre y cuando esos individuos no sean de la misma especie.

Estos dos últimos índices se consideran indicadores más precisos de la biodiversidad comparado a los índices comunes, como la riqueza y la abundancia, debido a que incluyen las diferencias taxonómicas entre especies. Estiman la riqueza con base en el concepto de error de muestreo, para lo cual aplica una rutina de remuestreo (bootstrap) y, no asumen que la abundancia tenga cierta distribución, por lo que presentan la propiedad de ser independientes al esfuerzo de muestreo, al tamaño de muestra y a la normalidad de los datos, incorporando aspectos tanto cualitativos como cuantitativos al estudio de las comunidades.

Esta simulación genera subgrupos al azar entre todas las especies de un listado taxonómico (Clarke y Gorley, 2006). (ANEXO 1 Tabla 3), cuanto mayor sea el número de especies, se espera que la variabilidad sea menor y viceversa.

Cuando no hay datos cuantitativos, estos índices se reducen a $\Delta+$, que se basa en una matriz de presencia ausencia de las especies por transecto y considera la distancia taxonómica existente entre éstas con base al lugar en que se encuentra cada una dentro de un árbol de clasificación Lineana (Clarke y Warwick, 2001).

Delta+ toma la varianza de las ramificaciones de los árboles filogenéticos y mide la heterogeneidad de la distribución de las especies dentro de grupos.

Dependiendo del número de categorías utilizadas, cada nivel taxonómico recibe un valor discreto y proporcional en una escala de cien unidades. Esto significa que entre mayor sea el número de especies que pertenezcan a distintas categorías superiores (géneros, familias, órdenes), mayor será el valor de este índice.

Se calcula:

$$\Delta+ = \left[\sum_{ij} \omega_{ij} \right] / \left[\frac{S(S-1)}{2} \right] \dots \dots \dots (4)$$

Donde

ω_{ij} = Distancia taxonómica entre cada par de individuos en el árbol de clasificación (pertenecientes a las especies i y j).

S= Riqueza de especies

2.13.2 . ANÁLISIS DE ORDENACIÓN

Con los diagramas de embudo, Δ^* vs S y $\Delta+$ vs S, podemos apreciar las ventajas de utilizar estos índices en el análisis de comunidades, cada valor es un buen indicador del estado de disturbio al que ha estado sometida cada localidad; los datos por debajo de la curva, que son los intervalos de confianza al 95%, se interpretan como perturbaciones y por encima, como sucesión ecológica. (Clarke y Warwick, 2006)

Con un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), se determinaron las especies responsables del patrón de agrupación observado en las ordenaciones y su relevancia en dicho arreglo, es decir aquellas especies típicas de cada grupo determinadas con base en su abundancia local (%) y su diferencia en el tiempo.

Con la misma matriz de similitud se realizó un análisis de ordenación de escalamiento multidimensional (MDS) que expresa la distancia relativa entre localidades con base en la abundancia y ocurrencia de especies. El análisis produce mapas de dos o tres dimensiones definidos por los puntos mismos y mediante dicho gráfico se detectaron semejanzas en la composición de especies entre localidades.

3 Resultados

Todos los análisis se corrieron de forma individual para cada sitio.

Con base en los supuestos antes mencionados, se encontró lo siguiente:

- Sitios estables, sin disturbio.

La Boquita e Isla Isabel. Los muestreos en estos sitios, se realizaron en años consecutivos, por lo que podemos decir que en estos sitios durante 2009 a 2011 en La Boquita y 2010 y 2011 en Isla Isabel han estado estables, sin disturbio.

En Isla Isabel la cobertura de coral es baja y está domina por *Pocillopora verrucosa*

En La Boquita, dominaron siempre dos especies, y aunque incrementó la riqueza de especies y el árbol taxonómico, las nuevas especies no prosperaron en el sitio ya que sus abundancias relativas fueron mínimas a la contribución a la cobertura total.

- Sitios con disturbio intermedio

Las localidades de Caleta de Chon, Morro Colorado y Manzanillo en Guerrero son localidades muy diversas en las que hay dos especies muy abundantes pero las demás, incluyendo representantes de las familias *Pavona* y *Porites*, aunque con distribución desigual, están representadas, en todos los muestreos.

- Sitios perturbados con signos de recuperación:

Las localidades de Cabo Pulmo, Islas Marietas, Carrizales, Las Monjas, La Entrega e Ixtapa-Zihuatanejo son sitios con mayor número de muestreos, muestran cambios significativos en la mayoría de las variables. En la primera visita a estas localidades, se registraron elevadas coberturas coralinas, hasta 100%, dominadas por una o dos especies por lo que se considera estuvieron sin disturbio intenso durante largo periodos. En los subsecuentes muestreos se detectaron cambios significativos en los descriptores de la comunidad. En todos se registro pérdida en la cobertura coralina total e incremento en S , J y $1-\lambda$ y variaciones en la diversidad taxonómica.

A principios de 2009, en Ixtapa-Zihuatanejo se detecto un ligero decremento en la cobertura coralina total, pero mostró signos de recuperarse en pocos meses. Es importante mencionar que, aunque en Ixtapa se detectaron diferencias significativas en ocho índices, la comunidad del sitio parece haberse estabilizado, ya que en el último muestreo incremento la cobertura total, y

aumentó el árbol taxonómico, es importante notar que en el sitio cambio la especie dominante, que en 2005 y 2008 fue *Pavona minuta* y en 2009 fue *Pocillopora damicornis*.

Por lo que se les considera sitios que han estado sometidos a disturbio, sin embargo, muestran signos de recuperación ya que en el último muestreo se detectó incremento en la cobertura coralina total.

- Sitios perturbados

En Cuestecomate se registró un aumento en todos los índices, entre eventos de muestreo y disminución en la cobertura total, asimismo, las especies y abundancias relativas de las mismas fueron muy distintas entre muestreos.

En Hotel Paraíso Montemar, L'Recif, La Virgen e Isla Pájaros la cobertura de coral disminuyó drásticamente en estas localidades, 10, 5, 4 y 2.4 veces para cada localidad, respectivamente. Entre muestreos se registraron cambios en las contribuciones relativas de las especies a la cobertura.

En la tabla 3 se muestra la contribución en porcentaje (%) de las principales especies de corales escleractíneos a la cobertura en diferentes localidades del Pacífico mexicano. Se indica el total de especies encontradas, la cobertura coralina total en porcentaje y área (m²), así como el número de transectos efectuados por fecha de muestreo y área total muestreada.

En la tabla 4 se presentan los resultados de las correlaciones entre índices.

En la tabla 5 se muestra un resumen, por localidad, de los índices de diversidad que arrojaron diferencias significativas en la prueba de ANOVA de una vía. En (ANEXO-Tabla 1a) se presentan los índices ecológicos totales calculados por fecha de muestreo en cada localidad, en la (ANEXO-Tabla 1b) se indica para cada índice, los grados de libertad, que es el número de replicas (eventos de muestreo) menos 1, seguido del número de transectos totales, valor de F (varianza de la muestra), y el valor de significancia ($p < 0.05$).

La prueba de ANOVA arrojó diferencias significativas en la cobertura de coral entre eventos de muestreo en ocho de dieciocho localidades.

Con base en los resultado estadísticos, las localidades se dividieron en tres grupos.

1. Localidades con diferencias en ambos tipos de índice (comunes y de diversidad y distintividad taxonómica) (Cabo Pulmo, Islas Marietas, Ixtapa-Zihuatanejo, La Entrega, Cuestecomate, Carrizales y La Boquita)

2. Localidades sin diferencias en los índices taxonómicos y de distintividad taxonómica (Tenacatita, Las Monjas, Isla Pájaros y Manzanillo.)
3. Localidades sin diferencias en ninguno de los indicadores (Isla Isabel, Isla Pelícanos, La Virgen, Hotel Paraíso Montemar, L'Recif, Morro Colorado y Caleta de Chon).

Tabla 1. Contribución (%) de las principales especies de corales escleractíneos a la cobertura de coral en diferentes localidades del Pacífico mexicano. Código de color: 1° sp. dominante (rojo), 2° sp. dominante (morado), spp. Iguualmente abundantes (naranja)

Localidad	Cabo Pulmo							
	Año	1998	2002	2003		2005	2011	
	Especie / Fecha	dic-98	jul-02	may-03	oct-03	jul-05	ago-11	nov-11
<i>Pavona clavus</i>		1.55				3.03	0.01	
<i>Pavona gigantea</i>		4.38		10.37		7.92	17.42	3.99
<i>Pavona varians</i>						3.79		
<i>Pavona minuta*</i>							3.53	2.26
<i>Pocillopora capitata</i>						8.4	1.24	
<i>Pocillopora damicornis</i>						12.29	2.31	0.19
<i>Pocillopora effusus</i>								
<i>Pocillopora elegans</i>						0.87		
<i>Pocillopora inflata</i>						0.87		
<i>Pocillopora meandrina</i>		9.69				16.34	25.63	53.77
<i>Pocillopora verrucosa</i>	90.97	50.99	56.34	71.03	27.62	40.37	33.55	
<i>Pocillopora eydouxi</i>					0.87	0.75		
<i>Pocillopora duerdeni**</i>					1.62			
<i>Porites lobata</i>								
<i>Porites panamensis</i>	9.03	33.39	39.29	18.6	14.62	8.7	5.72	
<i>Tubastraea coccinea</i>								
<i>Psammocora stellata</i>			4.37	0.51	1.74	0.03	0.52	
<i>Psammocora superficialis</i>								
<i>Psammocora brighami*</i>								
Riqueza de especeis (S)	2	5	3	4	13	10	7	
Cobertura coralina total (%)	18.0	20.8	10.4	17.2	20.4	3.6	2.8	
Cobertura coralina total (m2)	54.02	83.13	41.50	64.50	81.75	53.01	43.42	
No. de Transectos (25 x 1 m)	12	16	16	15	16	59	63	
Área total muestreada (m2)	300	400	400	375	400	1475	1575	

1° sp. dominante (rojo), 2° sp. dominante (morado), spp. Iguualmente abundantes (naranja)

Estado	Nayarit								Nayarit		
Localidad	Islas Marietas								Isla Isabel		
Año	2004	2010			2011				2010	2011	
Especie / Fecha	nov-04	mar-10	oct-10	nov-10	mar-11	may-11	jun-11	oct-11	oct-10	nov-10	may-11
<i>Pavona clavus</i>			1.19	13.35	2.72	2.78				23.44	6.39
<i>Pavona gigantea</i>	4.18	60.72	25.15	15.97		23.82	41.26		5.28		
<i>Pavona varians</i>											
<i>Pavona minuta*</i>											
<i>Pocillopora capitata</i>			10.61	6.37	15.55	4.17	3.87	3.05	3.56	5.19	2.58
<i>Pocillopora damicornis</i>	2.25	5.37	17.93	6.59	18.04	6.31	1.84	28.14	7.05	3.71	
<i>Pocillopora effusus</i>	4.63					0.27					0.65
<i>Pocillopora elegans</i>											
<i>Pocillopora inflata</i>											
<i>Pocillopora meandrina</i>						0.43	0.67				
<i>Pocillopora verrucosa</i>	37.29	28.84	20.96	29.43	45.85	36.5	37.2	47.88	47.25	30.15	50.46
<i>Pocillopora eydouxi</i>			5.47	3.51	4.77	4.15	1.75	8.52	12.34	5.83	3.53
<i>Pocillopora duerdeni**</i>											
<i>Porites lobata</i>	10.11		2.8	7.4		10.76			12.77	14.21	30.65
<i>Porites panamensis</i>	37.76	2.89	13.7	8.8	10.02	8.63	6.15	12.41			0.13
<i>Tubastraea coccinea</i>		2.18		1.44	3.05	0.85	7.26				1.42
<i>Psammocora stellata</i>	2.97		0.2	4.48						9.8	
<i>Psammocora superficialis</i>			1.99	2.66		1.33			11.74	5.83	4.2
<i>Psammocora brighami*</i>	0.8										
Riqueza de especeis (S)	8	5	10	11	7	12	8	5	7	8	9
Cobertura coralina total (%)	25.6	9.9	18.1	12.7	18.2	17.2	12.4	17.1	7.5	9.2	8.1
Cobertura coralina total (m2)	262.5	22.25	90.65	31.85	68.20	119.80	92.70	21.35	13.2	22.90	60.85
No. de Transectos (25 x 1 m)	41	9	20	10	15	14	30	5	7	10	30
Área total muestreada (m2)	1025	225	500	250	375	350	750	125	175	250	750

Estado	Jalisco												
Localidad	Tenacatita				Isla Pelicanos		La Virgen			Las Monas		Cuestecomate	
Año	2002		2003	2005	2005	2010	2005	2010		2009	2010	2005	2010
Especie / Fecha	oct-02	nov-02	dic-03	jun-05	jun-05	sep-10	jun-05	feb-10	sep-10	feb-09	sep-10	jun-05	sep-10
<i>Pavona clavus</i>													
<i>Pavona gigantea</i>										8.6		28.45	51.53
<i>Pavona varians</i>													
<i>Pavona minuta*</i>													
<i>Pocillopora capitata</i>	11.83	10.91	0.52	12.79	2.24	10.77	12.96		18.05	1.22	0.73		12.13
<i>Pocillopora damicornis</i>	4.1	18.36	53.27	57.37	6.44	37.96			57.74	6.78	34.96	43.1	0.03
<i>Pocillopora effusus</i>													
<i>Pocillopora elegans</i>					76.71								
<i>Pocillopora inflata</i>													
<i>Pocillopora meandrina</i>	36.9	18.12	5.37		5.57								
<i>Pocillopora verrucosa</i>	39.58	50.92	40.67	12.79	9.05	34.96	49.51	65.56		48.18	63.07		24.99
<i>Pocillopora eydouxi</i>						16.3							10.92
<i>Pocillopora duerdeni**</i>													
<i>Porites lobata</i>													
<i>Porites panamensis</i>	7.6	1.69	0.17	17.05		24.596	37.53	34.44	9.77	34.93		28.45	0.4
<i>Tubastraea coccinea</i>										0.3			
<i>Psammocora stellata</i>													
<i>Psammocora superficialis</i>									14.44		1.25		
<i>Psammocora brighami*</i>													
Riqueza de especeis (S)	5	5	5	4	5	4	3	2	4	6	4	3	6
Cobertura coralina total (%)	80.9	67.2	47.5	36.5	52.0	24.2	13.5	2.1	3.3	8.4	51.1	58.0	38.9
Cobertura coralina total (m2)	101.1	67.19	118.71	36.50	52	18.15	13.5	2.65	1.65	8.41	38.35	43.5	29.15
No. de Transectos (25 x 1 m)	5	4	10	4	4	3	4	5	2	4	3	3	3
Área total muestreada (m2)	125	100	250	100	100	75	100	125	50	100	75	75	75

Estado	Colima											Michoacán	
Localidad	Carrizales				La Boquita			L'Recif		HPM		Isla Pájaros	
Año	2002	2005	2010	2011	2009	2010	2011	2005	2010	2005	2010	2005	2010
Especie / Fecha	ago-02	jun-05	feb-10	jul-11	feb-09	feb-10	jul-11	jun-05	feb-10	jun-05	feb-10	jun-05	feb-10
<i>Pavona clavus</i>													
<i>Pavona gigantea</i>	95.17	2.15	4.12	6.76	2.01	1.29				3.08			
<i>Pavona varians</i>				0.99									
<i>Pavona minuta*</i>													
<i>Pocillopora capitata</i>		19.07	39.53	23.15	2.65	30.22	0.45	8.35	11.11	3.08		1.59	
<i>Pocillopora damicornis</i>		35.45	14.68	4.35	0.68	24.08		8.35		14.43	12.45		2.62
<i>Pocillopora effusus</i>				11.71								3.97	
<i>Pocillopora elegans</i>		15.29						17.17		27.36		19.73	3
<i>Pocillopora inflata</i>		1.01		13.56									
<i>Pocillopora meandrina</i>		6.08									37.35		
<i>Pocillopora verrucosa</i>		16.92	24.09	18.86	23.03	31.8	55.56	46.49		16.94		27.81	45.9
<i>Pocillopora eydouxii</i>			15.97	5.66	71.6	9.04							4.49
<i>Pocillopora duerdeni**</i>													
<i>Porites lobata</i>	4.83			1.14		3.25	0.9	1.67	25.99		2.52		
<i>Porites panamensis</i>		2.01	1.62	2.39	0.03	0.32	43.08	15.47	51.21	35.11	28.07	31.95	43.99
<i>Tubastraea coccinea</i>				11.43									
<i>Psammocora stellata</i>		2.01											
<i>Psammocora superficialis</i>								2.5	11.69		19.62		
<i>Psammocora brighami*</i>													
Riqueza de especies (S)	2	9	6	11	6	7	4	7	4	6	5	6	5
Cobertura coralina total (%)	50.7	61.0	32.2	61.1	14.7	14.1	22.5	30.0	5.6	36.0	3.5	34.0	14.1
Cobertura coralina total (m2)	25.34	122.00	48.25	137.40	7.363	28.25	28.15	30	4.20	36	2.65	68	21.20
No. de Transectos (25 x 1 m)	2	8	6	9	2	8	5	4	3	4	3	8	6
Área total muestreada (m2)	50	200	150	225	50	200	125	100	75	100	75	200	150

Estado	Guerrero											
Localidad	Ixtapa -Zihuatanejo				Morro Colorado		Manzanillo			Caleta de Chón		
Año	2005	2008	2009		2005	2009	2005	2009		2005	2009	
Especie / Fecha	oct-05	sep-08	mar-09	ago-09	oct-05	oct-09	oct-05	feb-09	ago-09	nov-05	feb-09	ago-09
<i>Pavona clavus</i>	2.11									5.46	1.12	
<i>Pavona gigantea</i>	2.22	1.14		7.93			0.56	5.72		6.79	5.62	
<i>Pavona varians</i>	44.09	37.4										
<i>Pavona minuta*</i>												
<i>Pocillopora capitata</i>	30.64	1.48	0.01	17.67			27.89	6.93	15.39	54.54	11.23	14.13
<i>Pocillopora damicornis</i>	5.74	34.98	64.66	35.55	11.35	17.95	18.16	28.29	27.34	13.73	0.74	17.54
<i>Pocillopora effusus</i>	0.89			0.23			0.56		11.79			0.92
<i>Pocillopora elegans</i>												
<i>Pocillopora inflata</i>	2.88						31.38				1.12	
<i>Pocillopora meandrina</i>	3.27	4.51	0.51	0.86	11.56		1.11	4.13	8.68	6.02	14.32	35.36
<i>Pocillopora verrucosa</i>	7.71	4.33	23.21	10.74	39.96	28.42	12.41	6.9	20.3	13.46	35.2	17.83
<i>Pocillopora eydouxi</i>	0.44		9.92	12.32	2.39	2.55		42.09	16.5		29.51	14.23
<i>Pocillopora duerdeni**</i>				7.93								
<i>Porites lobata</i>			1.69	14.7	34.75	51.08	7.92	5.93				
<i>Porites panamensis</i>											1.13	
<i>Tubastraea coccinea</i>												
<i>Psammocora stellata</i>		16.15										
<i>Psammocora superficialis</i>												
<i>Psammocora brighami*</i>												
Riqueza de especies (S)	10	7	6	8	5	4	8	7	6	6	9	6
Cobertura coralina total (%)	97.7	66.1	48.9	69.0	43.5	34.3	80.3	59.6	68.6	34.8	66.0	45.8
Cobertura coralina total (m2)	244.3	82.58	24.45	206.93	43.5	42.88	200.8	149.00	171.43	69.51	49.50	68.75
No. de Transectos (25 x 1 m)	10	5	2	12	4	5	10	10	10	8	3	6
Área total muestreada (m2)	250	125	50	300	100	125	250	250	250	200	75	150

Estado	Oaxaca								
Localidad	La Entrega								
Año	1998	2002		2003			2009	2010	2011
Especie / Fecha	jun-98	mar-02	jun-02	mar-03	jun-03	nov-03	feb-09	sep-10	sep-11
<i>Pavona clavus</i>									
<i>Pavona gigantea</i>		0.2		0.23		5.7	7.82		5.85
<i>Pavona varians</i>						0.56	28.54		
<i>Pavona minuta*</i>									
<i>Pocillopora capitata</i>		5.03	28.07	5.77	17.27	1.35	53.84	17.75	69.54
<i>Pocillopora damicornis</i>	100	69.12	47.11	79.29	52.7	76.83	2.36	10.65	10.17
<i>Pocillopora effusus</i>			22.03		26.68				
<i>Pocillopora elegans</i>			1.31		1.57			3.55	
<i>Pocillopora inflata</i>									
<i>Pocillopora meandrina</i>									
<i>Pocillopora verrucosa</i>		12.83		14.71		13.28	5.79	29.92	14.44
<i>Pocillopora eydouxi</i>								26.2	
<i>Pocillopora duerdeni**</i>									
<i>Porites lobata</i>							0.32		
<i>Porites panamensis</i>			1.49		1.79	2.28	1.33	11.92	
<i>Tubastraea coccinea</i>		12.83							
<i>Psammocora stellata</i>									
<i>Psammocora superficialis</i>									
<i>Psammocora brighami*</i>									
Riqueza de especeis (S)	1	6	5	4	5	6	7	6	4
Cobertura coralina total (%)	83.7	22.7	23.1	21.5	23.1	40.5	36.1	8.5	89.0
Cobertura coralina total (m2)	62.755	22.71	57.75	21.51	57.81	101.33	18.03	6.35	89.00
No. de Transectos (25 x 1 m)	3	4	10	4	10	10	2	3	4
Área total muestreada (m2)	75	100	250	100	250	250	50	75	100

Tabla 2. Correlación (r) entre índices ecológicos. Los coeficientes más altos se indican en rojo.

	S	N	J'	Fisher	H'(log10)	1-Lambda	Delta	Delta*	Delta+	sDelta+	Lambda+
S											
N	0.387587										
J'	0.570312	0.060179									
Fisher	0.109032	-0.07191	0.111232								
H'(log10)	0.843364	0.197999	0.865209	0.131271							
1-Lambda	0.762306	0.141428	0.927957	0.128933	0.981945						
Delta	0.039234	-0.04765	0.086086	0.000619	0.077723	0.085586					
Delta*	0.345581	-0.0872	0.624831	0.081547	0.444908	0.482365	0.094979				
Delta+	0.42781	-0.07738	0.63855	0.106474	0.480641	0.522066	0.084926	0.930497			
sDelta+	0.836372	0.088493	0.61253	0.141956	0.754398	0.715165	0.078331	0.672782	0.776998		
Lambda+	0.631418	0.070775	0.347491	0.09411	0.550175	0.509845	0.011016	0.230108	0.346854	0.643463	

Como ahí se aprecia 1-Lambda (el índice de dominancia) está altamente correlacionado con H' (log10) (0.98) y con J' (0.92) y en menor grado con S (0.76). 1-Lambda, H' (log10) y sDelta+ dependen del número de especie, es decir que sus valores aumentan al aumentar el número de especies y viceversa, entonces, S está altamente correlacionado con H' (log10) (0.84) y con sDelta+ (0.83) y, H' (log10) y sDelta+ tienen una correlación entre sí de (0.75). Delta+ y sDelta+ tienen una correlación entre sí de 0.77. Las demás variables no muestran correlaciones altas entre sí.

Tabla 3. Resumen ANOVA de una vía. Los puntos indican los sitios en que hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre eventos de muestreo para cada índice en cada localidad. Los índices se clasificaron en dos categorías: Índices de diversidad tradicionales (S , H' , J' , $1-\lambda$) e Índices Taxonomicos (Δ) y de Distintividad (Λ). (Δ Diversidad Taxonómica, Δ^* Distintividad taxonómica, ($s\Delta$ varianza), ($\Delta+$ promedio) y $\Lambda+$ promedio de la Distintividad taxonómica) Se indica el tipo de datos que utiliza cada índices: cualitativos o presencia- ausencia. Los puntos naranjas significan que en estas localidades se registró un incremento de la cobertura coralina en el último muestreo, ya que en los anteriores se registró una disminución en la cobertura. El punto rojo, único sitio con incremento neto de cobertura coralina, negro, sitios en que la cobertura se redujo entre muestreos

Clasificación índices de diversidad	Tipo de datos	Índices / Sitios	CP	IM	IX	LE	CU	CZ	LBO	TE	LM	HPM	IP	MLL	IS	PE	LV	LR	MC	CHO		
Índices de diversidad tradicionales	Datos cuantitativos	Cobertura coralina total (%)	•	•	•	•					•	•	•	•								
		S	•	•	•	•	•	•	•		•				•							
		$H'(\log_{10})$	•	•		•	•															
		J'	•	•	•	•	•															
		$1-\lambda$	•	•	•	•	•															
Índices Taxonomicos y de Distintividad	Presencia - Ausencia	Delta Δ		•			•															
		Delta* (Δ^*)		•	•	•		•														
		Lambda ($\Lambda+$)	•	•	•		•	•	•													
		sDelta ($s\Delta$)	•	•	•	•	•															
		Delta prom ($\Delta+$)	•	•	•	•			•													
			Sitios sin diferencias significativas $p > 0.05$																			
			Sitios sin diferencias en diversidad y distintividad taxonómica																			

Las localidades de Cabo Pulmo, Tenacatita, Hotel Paraíso Montemar e Isla Pájaros, mostraron una reducción progresiva en la cobertura coralina entre muestreos.

En las localidades Islas Marietas, Ixtapa-Zihuatanejo y La Entrega, se registró, en el último muestreo, un incremento en la cobertura, pero en los muestreos anteriores, hubo una reducción en la cobertura, respecto al primer muestreo.

Sólo en Las Monjas se registró un incremento, de seis veces, en la cobertura coralina entre 2005 y 2010.

En Cabo Pulmo el porcentaje de cobertura total fue significativamente menor (3.6 y 2.8%) en agosto y noviembre de 2011, respecto a todos los muestreos anteriores, donde el promedio de cobertura de coral fue de $17.36 \pm 4.20\%$.

En Tenacatita la cobertura de coral disminuyó entre muestreos. La reducción en la cobertura coralina total entre octubre y noviembre 2002, fue de 30% y esta pérdida la sufrieron principalmente dos especies *Pocillopora verrucosa* y *Pocillopora meandrina*. La primera perdió 11% y la segunda 18.80% de su cobertura coralina, en cambio *P. meandrina* aumentó 14% su contribución a la cobertura de coral y *P. capitata* no mostró variación importante en este periodo.

Para diciembre de 2003 se registró una pérdida de 20% más en la cobertura de coral, en esta ocasión, todas las especies, menos *P. damicornis*, sufrieron una reducción en su contribución relativa a la cobertura total.

En junio de 2005 la cobertura se redujo 9% más, aunque proporcionalmente 3 de 4 especies incrementaron su cobertura, *P. meandrina* fue la especie más afectada ya que no se registró más en el sitio y *P. verrucosa* en el periodo entre diciembre de 2003 y junio de 2005, perdió 27.9% de cobertura. En cambio *P. panamensis* y *Pocillopora capitata* incrementaron su contribución a la cobertura de coral en este periodo.

En Hotel Paraíso Montemar, en cinco años casi desapareció esta comunidad coralina al perderse más del 90% de la cobertura total.

En Isla Pájaros se registró un decremento del 20% en la cobertura coralina en cinco años, aunque las especies dominantes en el primer periodo, *P. panamensis* y *P. verrucosa* mostraron un incremento en sus coberturas relativas pero, *P. damicornis* y *P. elegans* redujeron en 6.57 y 5.70 veces su cobertura y *P. capitata* y *Pocillopora effusus* no se registraron más en 2010.

Como ya vimos en las correlaciones entre índices J' y 1-Lambda están altamente correlacionados (0.98) por lo que se comportan de manera similar.

En todas las localidades en las que hubo diferencias significativas en el índice de equidad (J') y el de dominancia ($1-\text{Lambda}$), ambos aumentaron entre muestreos en todas las localidades, excepto en Cabo Pulmo e Islas Marietas, donde alcanzó un pico máximo, en julio de 2005 y octubre de 2010 respectivamente y, decrecieron en los siguientes muestreos.

En Cabo Pulmo en el periodo de 1998 a mayo 2003, el índice de equidad (J') fue aumentando, es decir se fue perdiendo la cualidad de una especie dominante y fueron encontradas en el sitio más especies que estaban más o menos igualmente distribuidas. En octubre de 2003, este índice volvió al valor de 1998 y, en julio de 2005, al igual que los demás índices, alcanzó un valor máximo (de $J' = 0.8$) que decreció en los siguientes muestreos realizados en 2011.

Sólo las localidades de Islas Marietas y Cuestecomate mostraron diferencias en Delta en la tabla 3 podemos ver a detalle la variación en las especies presentes y en sus abundancias relativas.

Para la interpretación de la condición de las comunidades coralinas se elaboró la Tabla 6, donde se describen las características de las localidades ubicadas en los límites de confianza (superior e inferior).

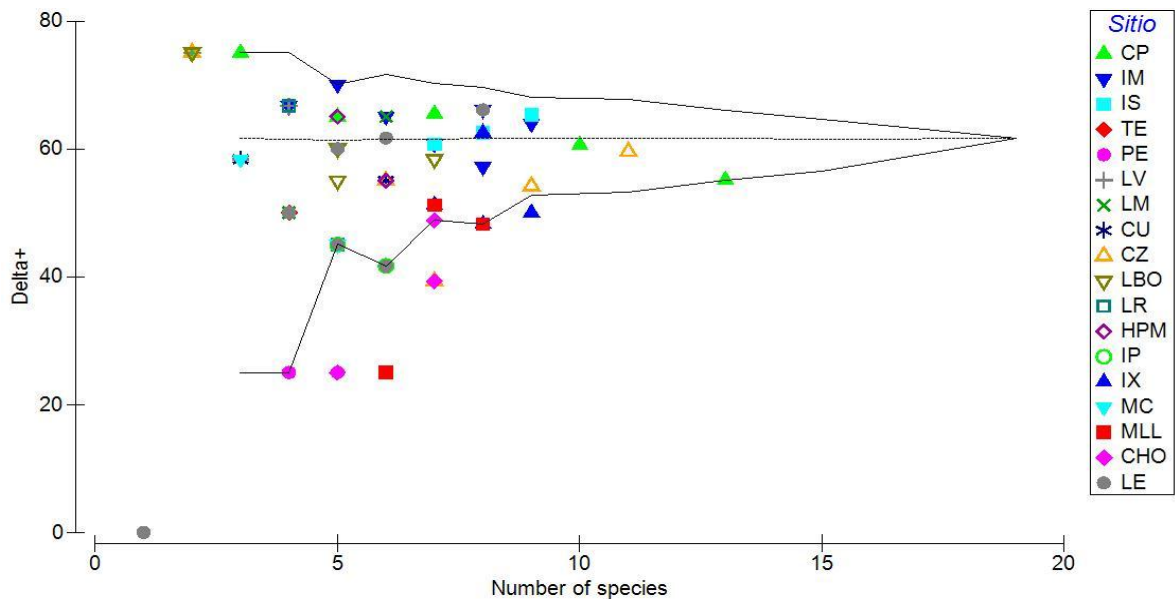


Figura 3. Abundancia y diversidad taxonómica de corales escleractíneos en 18 localidades del Pacífico Mexicano en el periodo (1998-2011). Cada punto representa un sitio y la fecha de muestreo.

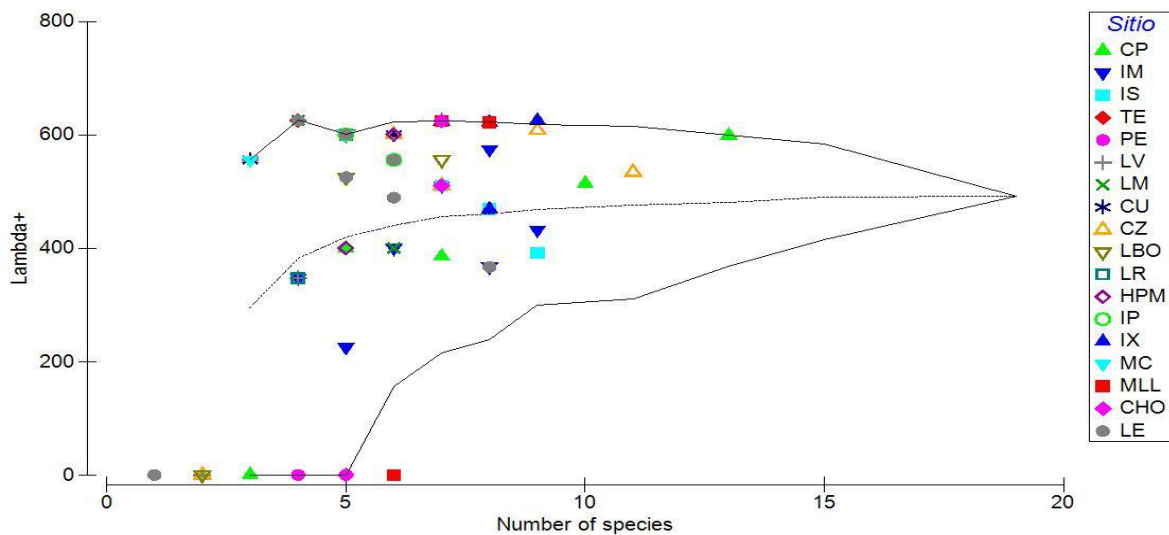


Figura 4. Variabilidad de la amplitud taxonómica (presencia-ausencia) de corales escleractíneos en 18 localidades del Pacífico Mexicano en el periodo (1998-2011). Cada punto representa un sitio y la fecha de muestreo. Las líneas que delimitan el embudo, en ambas figuras, son intervalos de confianza simulados al 95%, se basan en la media y la varianza de la muestra, la línea punteada al centro se basa en la selección aleatoria del total de especies de la lista taxonómica.

Tabla 4. Sitios fuera de los límites de confianza para Delta* y Lambda+. Las localidades se acomodaron conforme aparecen, de izquierdas a derecha, en las Figura 2 y 3 respectivamente. Código de color negro (1998) rojo (2002 y 2003) café (2005) azul (2009) y verde (2010).

<u>Delta* límite inferior</u>		<u>Delta* límite superior</u>	
Baja distintividad taxonómica. Comunidades con pocas especies y una o dos dominantes	Comunidades donde ha ocurrido un disturbio más o menos reciente . Las localidades se ordenaron de (izq. a der) conforme a parecen en la Figura 2.	Alta distintividad taxonómica. Pocas especies de varias familias, más o menos, igualmente abundantes.	
La Entrega 06/98 Isla Pájaros 10/05 Isla Pelicanos 09/10 Las Monjas 02/09 Manzanillo 10/05	La Entrega 06/02 La Entrega 06/03 La Boquita 02/10 La Entrega 09/10 Isla Pájaros 02/10 Manzanillo 02 y 08/09	Caleta de Chon 02/09 Carrizales 06/05 Ixtapa-Zihuatanejo 10/05 Cabo Pulmo 07/05	La Virgen 02/10 La Boquita 06/05 Cabo Pulmo 05 y 10/03 Islas Marietas 10/03

<u>Lambda+ límite inferior: ¶</u>		<u>Lambda+ límite superior ¶</u>	
Baja diversidad taxonómica. ¶ Comunidades conformadas por pocas spp. Estrechamente relacionadas. Sitio perturbado . Las localidades se ordenaron conforme a parecen en la Figura 3. Izq. a der. ¶		Alta diversidad taxonómica. <u>taxas de</u> varias familias. Sucesión ecológica ¶ Las localidades se ordenaron conforme a parecen en la Figura 3. Izq. a der. ¶	
La Entrega ... 06/98 ¶ Isla Pájaros ... 10/05 ¶ Carrizales ... 08/02 ¶ Cabo Pulmo ... 05/03 ¶ Cabo Pulmo ... 10/03 ¶ ¶	Manzanillo 10/05 ¶ Las Monjas ... 02/09 ¶ Caleta de Chon 08/09 ¶ La Virgen ... 02/10 ¶ ¶	La Boquita 06/05 ¶ Cuastecomate ... 06/05 ¶ Caleta de Chon 10/05 ¶ Carrizales ... 06/05 ¶ Ixtapa-Zihuatanejo ... 10/05 ¶ Cabo Pulmo ... 07/05 ¶ La Entrega ... 06/03 ¶ ¶	Manzanillo ... 02/09 ¶ Caleta de Chon 02/09 ¶ La Boquita 07/11 ¶ La Entrega ... 09/11 ¶

En el gráfico y L+ vs S (todos los sitios) podemos observar mejor la variabilidad en la presencia de especies entre sitios en el tiempo.

Para L+, las localidades ubicadas en el límite inferior presentan una estructura comunitaria característica, en todas hay pocas especies de una o dos familias, donde por lo general una especie es dominante y las demás están pobremente representadas.

Las localidades ubicadas en el límite superior del límite de confianza para L+ son localidades con una alta diversidad taxonómica, es decir, hay especies de varias familias.

En la Figura 2. D* vs S (todos los sitios) vemos que la mayoría de los muestreos caen dentro de los límites de confianza. Se consideran fuera de lo esperado, las comunidades poco diversas, dominadas por una especie (límite inferior D*) y, también aquellas en las que hay pocas especies muy abundantes de varias familias (límite superior D*). En la tabla 6 se muestran las localidades y fechas fuera de los límites de confianza para Delta* y Lambda+. Las localidades se ordenaron conforme a parecen en la figura 2 y 3 respectivamente.

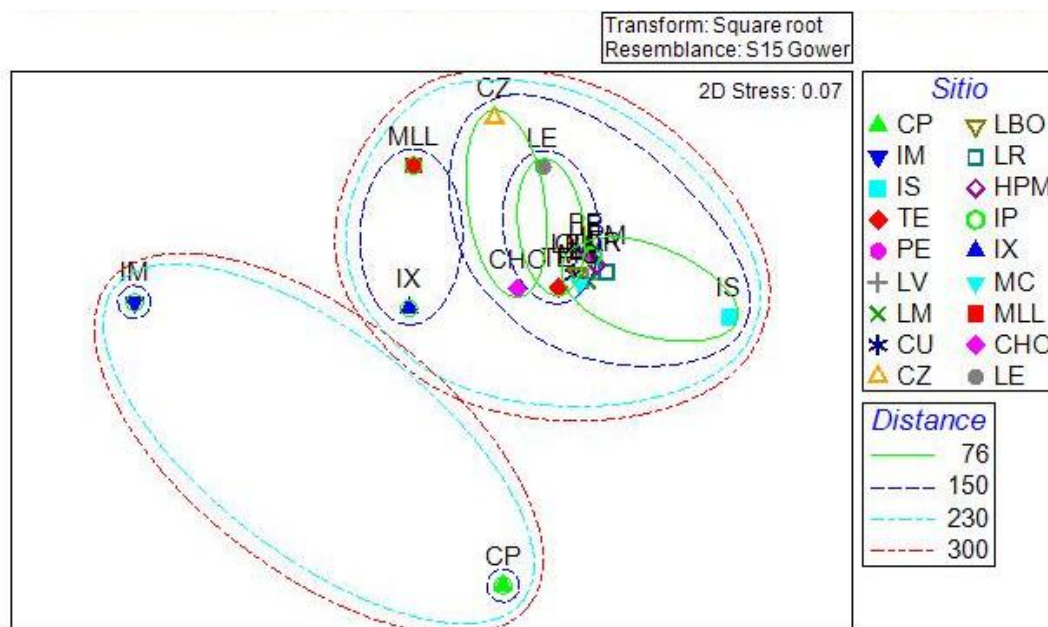


Figura 5. Distancia relativa entre localidades con base en la abundancia y ocurrencia de especies mediante un análisis de MDS.

4 Discusión y conclusiones

Los cambios en la cobertura coralina a lo largo del período de estudio fueron muy diferentes entre localidades. Por ejemplo, en La Boquita e Isla Isabel no se detectaron cambios, posiblemente a que los muestreos fueron realizados en años consecutivos.

Las localidades de Manzanillo y Caleta de Chon en Guerrero, que no mostraron diferencias estadísticas significativas para ningún índice, se ubican en la categoría “disturbio más o menos resiente” (D*inferior.), y en Sucesión ecológica (L+ superior.) (ver Tabla 5). Esto puede significar que estos sitios están sujetos a un disturbio constante, pero de baja intensidad. Nava y Ramírez (2011), reportaron que el gobierno municipal de Ixtapa-Zihuatenejo autorizó la deforestación de más de 17 hectáreas para el desarrollo residencial y turístico entre 2005 y 2007. En Caleta de Chón y Manzanillo el aporte de sedimentos, durante este periodo fue la mayor amenaza para estas localidades, se registraron elevadas tasas de sedimentación y turbidez, mayores a $0.1 \text{ kg/m}^2/\text{día}$ que es lo común en los arrecifes bien conservados (Nava y Ramírez, 2011). Esta es la principal razón de que Manzanillo 2005, se localice en las categorías sitio perturbado, las especies presentes parecen ser las sobrevivientes al disturbio, por el hecho de que al menos cinco especies están bien representadas y tres son poco abundantes, pero para el siguiente muestreo en 2009 Caleta de Chón continua en la categoría “sitios perturbados” y Manzanillo se desplaza hacia el centro de la Figura 2, es decir hacia lo esperado, que según el modelo en que se sustentan los diagramas de embudo, es encontrar entre cinco y diez especies de dos o tres familias más o menos igualmente distribuidas, para que esto ocurra en un arrecife de coral es necesaria la ocurrencia de disturbios moderados, baja intensidad, duración y frecuencia que controlen a las especies más abundantes y de rápido crecimiento y faciliten la disposición de recursos limitantes, como el espacio.

Las localidades clasificadas en sitios perturbados, Hotel Paraíso Montemar, L'Recif, La Virgen, Cuestecomate e Isla Pájaros son los sitios con mayor pérdida de cobertura coralina. En todos estos sitios se cuenta con dos muestreos, realizados en 2005 y nuevamente en 2010, por lo que determinar la causa del disturbio en un lapso tan amplio de tiempo, no es tarea fácil; además de que cada sitio está sujeto a un régimen de disturbio diferente y aunque la respuesta es la pérdida en cobertura, las causas no son las mismas para todos los sitios.

Por ejemplo, Hotel Paraíso Montemar, está junto a un hotel y ubicado en un centro turístico bien desarrollado, como puede verse en la tabla 2, índice de desarrollo costero (IDC), por lo que es posible que en este sitio, al igual que en La Virgen y

Cuestecomate, el impacto antropogénico sea mayor que las anomalías térmicas. Los últimos dos sitios, considerados por la secretaria de turismo como centros de playa tradicionales, reciben miles de visitantes al año, principalmente en semana santa y verano (SIIMT), y cuentan con prestadores de servicios que ofrecen diversas actividades recreativas que se realizan dentro y fuera del arrecife (tabla 2)

Contrariamente, en las islas, Isla Pájaros e Isla Pelicanos, las cuales muestran un valor bajo (0.21) en el índice de desarrollo costero y, están alejadas de centros turísticos, la reducción en cobertura es probable que se deba mayormente a la exposición recurrente, en esta década (Lucero et al., 2004), a anomalías térmicas las cuales suelen ser más intensas en las islas que en sitios protegidos, como bahías o caletas. Tal es el caso de La Entrega, y Cabo Pulmo, sitios que además de estar alejados, más de 60 km, de los principales centros turísticos, el acceso a ellos es por caminos de terracería y no cuentan con desarrollo urbano. Sin embargo, las principales actividades recreativas que se ofrecen en estos sitios se realizan directamente en el arrecife, buceo, snorkel y avistamiento de especies.

Las localidades, sitios perturbados con signos de recuperación: Cabo Pulmo, Isla Marietas, Carrizales, Las Monas, La Entrega e Ixtapa, son los sitios con mayor número de muestreos, por lo que fue posible detectar cambios en la dominancia de especies e incremento de la cobertura coralina total. La presión antropogénica y el régimen de disturbio al que está sujeto cada sitio son diferentes, sin embargo todos comparten la característica de estar ubicados en bahías o en dirección sureste protegidos del viento del norte (López et. al, 2012), como es el caso de Islas Marietas, Carrizales e Ixtapa-Zihuatanejo.

Las localidades de Caleta de Chon, Morro Colorado y Manzanillo en Guerrero, se clasificaron como sitios bajo disturbio intermedio, pues a pesar de que el intervalo entre muestreos es de cuatro años, no hubo diferencias significativas en la composición y abundancia relativa de las especies, en ambas visitas se registraron las mismas especies en más o menos las mismas proporciones.

Detectar sutilezas en la estructura de una comunidad y ubicarla en categorías de disturbio, fue posible gracias a los diagramas de embudo, ya que cada punto en el plano, representa tanto la diversidad (Λ) como las abundancias relativas (Δ^*) de las especies presentes y, nos da un valor esperado, con intervalos de confianza; con lo cual es posible determinar el nivel de disturbio al que ha estado sometida cada localidad y la dirección de cambio, si se cuenta con repeticiones en el tiempo. Otra ventaja de estos índices es que son independientes del esfuerzo de muestreo, de la riqueza de especies y no asumen una distribución normal de los datos, en este caso cobertura (%), y demostraron ser más poderosos que la prueba de ANOVA, para detectar los sitios más perturbados, donde la cobertura se redujo por debajo el 5% (Hotel Paraíso Montemar, La Virgen y L´Recif), por esta

razón, se les considera mejores indicadores de la biodiversidad que los índices comunes, los cuales no fueron capaces de detectar los sitios con mayor pérdida en la cobertura coralina.

Los arrecifes son capaces de recuperarse de disturbios intensos, pero son incapaces de sobrevivir bajo disturbio crónico, ya sea natural o antropogénico (Carpenter et. al., 2008; Connell et. al.1997). La recuperación pasado un disturbio intenso que altera el entorno físico es más lenta que cuando el disturbio daña o mata pedazos de coral (Glynn, 1976), por lo que las dinámicas en las variaciones de las abundancias relativas en las comunidades de coral pueden entenderse a través de los tipos y escala del disturbio (Bellwood, et.al., 2004;) y en los procesos que ocurren después (Glynn et. al., 1992).

Estudiar eventos en aislamiento puede ser engañoso y un enfoque a largo plazo es necesario para entender las respuestas de los ensamblajes en los arrecifes de coral a múltiples factores estresantes (Hughes et. al., 1999; Calderon Aguilera et al., 2012) sobre todo cuando estos son constantes y de baja intensidad, ya que la respuesta a este tipo de disturbios es lenta y no todos los integrantes de la comunidad responden de la misma manera (Bruno et. al., 2007^a; Bellwood et. al., 2004).

El genero *Pocillopora*, domina en el Pacífico mexicano, su gran capacidad de reproducirse por la fragmentación de sus ramas le confiere especial ventaja competitiva para colonizar rápidamente el espacio disponible (Reyes-Bonilla, 1993). Además, se ha reportado su elevada tolerancia al aumento de temperatura por lo que ante un escenario de elevación media de temperatura en el golfo de California de 0.63° C esta especie extenderá su rango de distribución y seguramente alcanzará las costas de Sinaloa (Reyes-Bonilla, et al., 2008).

El modelo clásico del equilibrio, no es del todo adecuado ya que el equilibrio es raro en la naturaleza y, no incorpora la heterogeneidad del hábitat ni considera la escala espacial, para dar de una escala cuantitativa de lo que significa estable (Wu, 1995) por lo que, las políticas de manejo y conservación deben enfocarse en evitar cambios de fase en los ecosistemas arrecifales para preservar su función (Scheffer et. al., 2001).

Como medidas preventivas en la conservación, deben prohibirse cambios en el uso de suelo que promuevan la deforestación, controlarse las actividades de buceo y pesca, considerando la capacidad del sistema en cualquier plan de manejo, para lo cual es indispensable continuar con el monitoreo e investigación (Smith y Buddemeier, 1992; Ayre y Hughes, 2004, Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2011; Dubinsky y Stambler, 2011, Fabricius, 2011 y Pandolfi, 2011). Nava et al., (2011) proponen como mejor estrategia para la conservación de las

comunidades coralina, que éstas estén a cargo de los habitantes locales y no del gobierno, sobre todo cuando la información del sitio es limitada (Fox et al., 2011).

Por otro lado, se prevé que la frecuencia de anomalías de la temperatura aumente en la mayoría de los océanos tropicales (Glynn et. al., 1992) lo cual puede aumentar la susceptibilidad de los corales y la ocurrencia de enfermedades (Bruno et. al., 2007b).

Los sitios fuera de los límites de confianza, en los diagramas de embudo, figura 3 y 4, coinciden con las fechas 1998, 2003, 2005, 2009 y 2011. Previo a todas estas fechas ocurrieron eventos "El Niño/Niña" de diferentes magnitudes Figura 6.

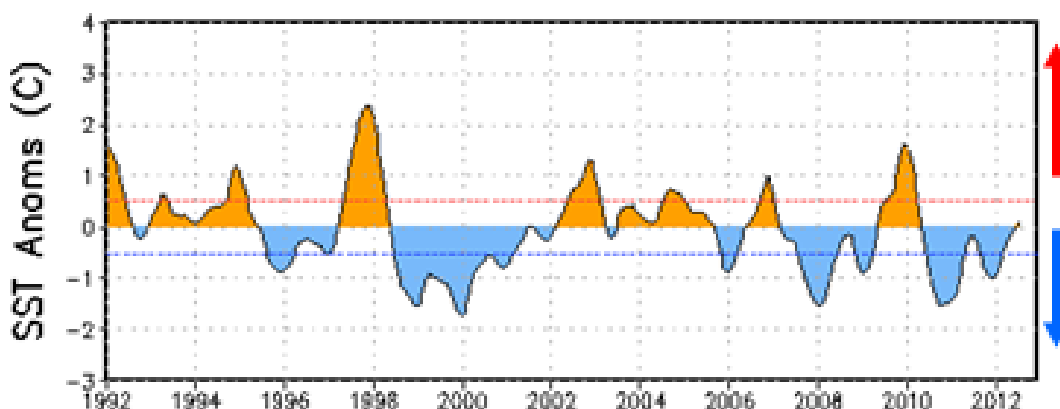


Figura 6. Índice de Anomalía Térmica para la Región 3-4 (5°N-5°S-120°-170°W) Pacífico Ecuatorial (1992-2012). (NOAA, 2009).

A lo largo de los años, el término "El Niño" ha sido utilizado para designar estos intervalos de fuerte calentamiento (mientras que en "La Niña" ocurre una disminución debido a intensas surgencias), de la temperatura superficial del mar (Magaña, 2004). Con respecto al tiempo en que se mantiene esta situación, una vez que inicia un fenómeno de El Niño suelen pasar entre 12 y 18 meses hasta que las temperaturas superficiales del mar vuelven a sus valores normales. (Lucero et. al. 2004).

Las anomalías térmicas, se determinan promediando las temperaturas superficiales del mar, de las latitudes (5°N-5°S) para la región 3-4 (120°-170°W) del Pacífico Ecuatorial). Se considera anomalía a la presencia de 5 períodos consecutivos de anomalías formados por grupos trimestrales con variaciones de $\pm 5^{\circ}\text{C}$ respecto a un promedio base de treinta años (National Weather Service)

Como se menciona en la introducción, "El Niño" 1997-1998, fue fenómeno extraordinario, el mayor en 50 años (WMO, 1998) La temperatura superficial del Pacífico ecuatorial se incrementó en unos cinco grados o más (Lucero et. al. 2004) y, se prolongó durante once meses, hasta mayo de 1998 (National Weather Service). Después de dos meses normales, comenzó un evento La Niña que se

prolongó durante 23 meses, hasta abril del 2000 (NCEP/NWS). Debido a la intensidad y duración, el efecto de estos eventos fue de gran escala y causó severa mortalidad coralina en el Golfo de California y en el Pacífico tropical mexicano (Calderón-Aguilera et al., 2007; Carriquiry et al., 2001).

Entre abril 2002 y febrero de 2003, hubo un evento Niño débil, la temperatura superficial del mar aumentó entre uno o dos grados por encima de la media y cubrió la zona oriental del Pacífico ecuatorial (Lucero et al., 2004), afectando a las comunidades de Oaxaca, como reportaron Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, (2006). En este estudio observamos, en La Entrega, que los índices D+ y L+, ayudaron a detectar que en 2002, el disturbio era muy reciente pero para 2003 se mitigaron los efectos posicionando esta comunidad en un estado de sucesión temprana.

Entre julio de 2007 y julio 2008 hubo un evento La Niña en la zona este central del Océano Pacífico Ecuatorial (INAPESCA, 2008) con temperaturas mínimas de -1.5°C , durante diciembre a marzo. En mayo 2009, comenzaron a aparecer anomalías positivas $+1.0^{\circ}\text{C}$ (SIM, Junio 2009) este evento, débil se extendió hasta mayo de 2010 en la toda la Región 3-4 (5°N - 5°S - 120° - 170°W) del Pacífico Ecuatorial), con temperaturas de $+1.6$ por arriba de la media desde noviembre hasta febrero (National Weather Service).

En conclusión, podemos decir que en las comunidades coralinas del Pacífico mexicano analizadas en este estudio, no se han detectado cambios de fase y, aunque despacio, estas son capaces de reponerse a disturbios locales, además de que la región del Pacífico tropical recibe influencia de las corriente de California y norecuatorial las cuales dispersan larvas en ambas direcciones (López et. al, 2012). Sin embargo es importante monitorear las amenazas reportadas por la CONABIO, para cada área marina prioritaria para la conservación, figura 2, ya que estas pueden convertirse en disturbios agudos de baja intensidad, que pongan en riesgo la permanencia de las comunidades coralinas.

Referencias bibliográficas

- Álvarez-Filip, L. 2004. Influencia del Hábitat Sobre la Asociación de Peces en el Arrecife Coralino de Cabo Pulmo, B.C.S., México. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Álvarez-Filip, L., Reyes-Bonilla, H. y Calderón-Aguilera, L.E. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology* 27:253-262.
- Ayre, J. D., Hughes, P. T. 2004. Climate change, genotypic diversity and gene flow in reef-building corals. *Ecology Letters* 7: 273–278.
- Baird, D. 2009. An assessment of the functional variability of selected coastal ecosystems in the context of local environmental changes. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1520–1527.
- Bakus, G.J.1990.Quantitative Analysis of Marine Biological Communities.Field Biology and Environmental. Wiley, New York, N.Y.
- Begon, M, Townsend, C.R. & Harper J.L. .1995. Ecology, From Individuals to ecosystems. Blackwell.
- Bellwood, D.R., Hughes, T.P., Folke, C & Nyström, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429: 827-833 doi:10.1038/nature02691;
- Bevilacqua, S., Frascchetti, A. & Boero, F. 2008.The use of taxonomic distinctness indices in assessing patterns of biodiversity in modular organisms. *Marine Ecology*.
- Boero, F. 2009. Zoology in the era of biodiversity. *Italian journal of zoology* 76:239-239.
- Bruno J.F, Selig E.R. 2007a. Regional Decline of Coral Cover in the Indo-Pacific: Timing, Extent, and Subregional Comparisons. *PLoS ONE* 2(8):711.doi:10.1371/journal.pone.0000711
- Bruno, J.F., Selig, E.R, Casey K.S., Page, C.A., Willis, B.L. 2007b. Thermal Stress and Coral Cover as Drivers of Coral Disease Outbreaks. *PLoS Biol* 5(6):124. doi:10.1371/journal.pbio.0050124
- Calderón-Aguilera, L.E., Reyes-Bonilla, H. 2006. Can local oceanographic conditions in the Mexican Pacific buffer the El Niño –Southern Oscillation effects on coral reefs? In: Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium, Okinawa, Japan. June 28-July 2, 1138-1143.

Calderón-Aguilera, L.E., Reyes-Bonilla, H. y Carriquiry, A. 2007. El papel de los arrecifes coralinos en el flujo de carbono en el océano: Estudios en el Pacífico mexicano. En: CICESE (ed). El carbono en aguas costeras y lacustres. SEMARNAT-CICESE, México, D.F.

Calderón-Aguilera, L.E., Flessa, K. W. 2007. Just Add Water? Transboundary Colorado River Flow and Ecosystem Services in the Upper Gulf of California. In: Conservation of shared environments. Environmental Science, Law and Policy 154-169.

Calderón-Aguilera, L.E., Reyes-Bonilla, H. 2011. Arrecifes coralinos del Pacífico mexicano, situación actual y perspectivas a futuro. Milenio 1:13.

Calderón-Aguilera, L.E., Rivera-Monro, V; Porter-Bolland, L., Martínez-Yrizar, A.; Ladah, L.B.; Martínez-Ramos, M.; Alcocer, J.; Santiago-Pérez, A.L.; Hernández-Arana, H.A.; Reyes-Gómez, V.M.; Pérez-Salicrup, D.R.; Díaz-Núñez, V; Sosa-Ramírez, J.; Herrera-Silveira & J.; Burquez, A. 2012. An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: current trends and research gaps. Biodiversity and Conservation 21:589–617. DOI 10.1007/s10531-011-0218-6

Carriquiry, J. D., Reyes-Bonilla, H. 1997. Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. Ciencias Marinas 23(2): 227-248

Carriquiry, J. D., Capul-Magaña, A., Rodríguez-Zaragoza F. y Medina-Rosas, P. 2001. Coral Bleaching and mortality in the Mexican Pacific During the 1997-98 El Niño and Prediction from a Remote Sensing Approach. Marine Science 69(1):237-249.

Carpenter, K.E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R.B. Banks, S., Bruckner, A., Chiriboga, A., Cortés, J., Delbeek, J.C., DeVantier, L., Edgar, G.J., Edwards, A.J., Fenner, D. Guzmán, H.M., Hoeksema, B. W., Hodgson, G., Johan, O., Licuanan, W.Y., Livingstone, S.R., Lovell, E.R., Moore, J.A., Obura, D.O., Ochavillo, D., Polidoro, B.A., Precht, W. F., Quibilan, M.C., Reboton, C., Richards, Z.T., Rogers, A.D. Sanciangco, J. Sheppard, A., Sheppard, C., Smith, J., Stuart, S., Turak, E., Veron, J.E.N., Wallace, C., Weil, E., Wood, E. 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. Science 32:560-563.

Clarke K.R., Gorley, R.N. 2006. Primer v6: User Manual/Tutorial. Primer–E London.

Clarke K.R., Warwick, R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35: 523-531.

Clarke K.R., Warwick, R.M. 1999. The taxonomic distinctness measure of diversity: weighting of the step lengths between hierarchical level. *Marine Ecology Progress Series* 184:21-29.

Clarke K.R., Warwick, R.M. 2001. A further biodiversity index applicable to species list: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216:265-278.

Clarke K.R., Warwick, R.M., 2006 *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation.*, pp. 320. Primer-E, London.

Clements, F.E. (1916). *Plant succession*. Carnegie Inst. Wash. Publ. , 242.

Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I. & Pranivi, F. 2008. Ecosystem Overfishing in the Ocean. *PLoS ONE* 3(12): e3881

Conanp- Semarnat. 2007. Programa de conservación y Manejo Parque Nacional Islas Marietas, México. Web page: http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/Final_IslasMarietas.as.pdf 13 de julio 2011.

Connell, J. H., Hughes, T. ., Wallace, C. C. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecological Monographs* Vol. 67(4):461-488.

Cupul-Magaña, A. L. y Calderón- Aguilera, L. E. 2008. Blanqueamiento de coral por baja temperatura del agua de mar en el parque nacional Islas Marietas, Nayarit, México. XV Congreso Nacional de Oceanografía. Asociación de Oceanólogos de México, A.C., Boca del Rio, Veracruz.

Diaz, S, Fargione, J., Stuart Chapin, F & Tilman, D. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biology* 4(8): e277 doi:10.1371/journal.pbio.0040277.

Dubinsky, Z. & Stambler, N. 2011. *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Ed. 1 Springer. Science y Business Media, B.V.

Eakin, C. M, Morgan, J. A., Heron, S. F., Smith, T.B. & Liu, G. (2010) Caribbean Corals in Crisis: Record Thermal Stress, Bleaching, and Mortality in 2005. *PLoS ONE* 5(11): e13969. doi:10.1371/journal.pone.0013969

Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Colima. 2005. Enciclopedia de los Municipios de México...

Engeman RM, Sugihara RT (1998) Optimization of variable area transect sampling using Monte Carlo simulation. *Ecology* 79(4):1425–1434

Fabricius, E.K. 2011. Factors Determining the Resilience of Coral Reefs to Eutrophication: A Review and Conceptual Mode. En: Dubinsky, Z., N. Stambler (eds). *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer, p 493 - 508.

Fox, H.E., Mascia, M.B., Basurto, X., Costa, A., Glew, L., Heinemann, D., Karrer, L.B., Lester, S.E., Lombana, A.V., Pomeroy, R.S., Recchia, C.A., Roberts, C.M., Sanchirico, J.N., Pet-Soede, L., & White, A.T. 2011. Reexamining the science of marine protected areas linking knowledge to action. *Conservation Letters-Policy Perspective* 1–10.

Gobierno de la ciudad de Manzanillo, Colima, México. 2009. Municipio de Manzanillo, Colima. Consultado en: <http://www.manzanillo.gob.mx/index.html>

Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53:7-26.

Glynn, P.W. 1976. Some physical and biological determinants of coral community structure in the eastern Pacific. *Ecological Monographs* 46:431-456.

Glynn, P.W., Colgan, M. 1992. Sporadic disturbances in fluctuating coral reef environments: El Niño and coral reef development in the Eastern Pacific. *American Zoologist* 32: 707-718.

Hernández-Fonseca, J. P. 2010. Estimación de la vulnerabilidad de las comunidades coralinas del Pacífico mexicano ante el cambio climático., Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada

Hobbs R. J., Huenneke, L. F. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3): 324-337.

Huang D .2012. Threatened Reef Corals of the World. *PLoS ONE* 7(3):e34459.doi:10.1371/journal.pone.0034459

Hughes, T. P., Connell J. H. 1999. Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective *Limnology and Oceanography*. 44: 932-940. DOI: 10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0932

Huston, M. A. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113:81–101. doi:10.1086/283366.

INEGI. 2011. Consultado en: <http://www.censo2010.org.mx/>.

INEPESCA-SAGARPA. 2010. Boletín Oceánico-Atmosférico. Consultado en: http://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/boletin%20oceanico/MARZO_2010.pdf

INEPESCA-SAGARPA. 2008. Boletín Oceánico-Atmosférico. 1(4):1-13.

Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J.; Estes, J.A., Huges, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tener, M.J., Warner, R.R. †. 2001. Historical Overfishing and the Resent Collapse of Costal Ecosystems. *Science* 293: 629-638.

Jennings, S., Kaiser, M.J., Reynolds, D.J. 2002. *Marine Fisheries Ecology*, Vol. Blackwell Science, Massachuset.

Karlson R.H., Hurd, L.E. 1993. Disturbance, coral reef communities, and changing ecological paradigms. *Coral Reefs* 12:117 125.

Kleypas, J.A., Buddemeier, R.W., Archer, D., Gattuso, J.P., Langdon, C., & Opdyke, B.N. 1999. Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on Coral Reefs. *Science* 284 (5411):118–120.

Lara-Lara, J.R., Arreola- Lizárraga, J.A., Calderón-Aguilera, L.E, Camacho-Ibar, V. F., de la Lanza-Espino, G., Escofet-Giansone, A., Espejel-Carbajal, M. I., Guzmán-Arroyo, M., Ladah, L. B., López-Hernández, M., Meling-López, E. A., Casasola-Barceló, P. M., Reyes-Bonilla, H., Ríos-Jara, E., Zertuche-González, J. A., Arenas-Fuentes, V., Contreras-Balderas, S. y Millán-Núñez, R. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En: *Capital natural de México. Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, 1:109-134.

López-Pérez, R.A., Calderón-Aguilera, L.E., Reyes-Bonilla, H., Carriquiry, J.D. Medina-Rosas, P., Cupul-Magaña, A.L., Herrero-Pérezrul, M.D., Hernández-Ramírez, H.A., Ahumada-Sempoal, M.Á., Luna-Salguero, B.M. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, Southern Mexican Pacific. *Marine Ecology* 1-10.

Lucero. M y Tufiño, P. 2004. El fenómeno de El Niño. *Revista GAIA – Quito*. Consultado en:

<http://www.biodiversityreporting.org/article.sub?docId=13119yc=EcuadorycRef=Ec uadoryyear=2005ydate=August%202004>

Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. University Press, Cambridge, U. K.

Magaña-Rueda, V. (Ed.). 2004. *Los impactos del niño en México*. Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, Secretaría de Gobernación. México.

Mostacedo, B., Fredericksen, T. S. 2006. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. proyecto de manejo forestal sostenible*. Bolivia, La Paz.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. Washington D. C.: World Resources Institute

Miller, T.E. 1982. Community diversity and interactions between the size and frequency of disturbance. *American Naturalist*. 120: 533 – 536 doi:10.1086/284009

National Weather Service. Consultado en: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml

Nava, H. y Herrera-Ramírez, T. 2011. Government conservation policies on Mexican coastal areas: is “top-down” management working? *Revista Biología Tropical* 59(4):1487-1501.

Núñez- Gonzalí, L. 2006. *Valoración socioambiental de los arrecifes coralinos en Cabo Pulmo, B.C.S y Bahía de Banderas, Nayarit- Jalisco*. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Norte- Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada B.C., México.

Pandolfi, M.J. 2011. The Paleocology of Coral Reefs. En: Dubinsky, Z., N. Stambler (eds). *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer.

Pandolfi, J.M., Bradbury, R.H., Sala, E., Hughes, T.P., Bjorndal, K.A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J.H., Paredes, G., Warner, R.R. and Jackson, J.B.C. 2003. Global Trajectories of the Long-Term Decline of Coral Reef Ecosystems. *Science* 301(5635):955-958. DOI:10.1126/science.1085706

RAMSAR. 2003. *Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR)*. Consultado en: <http://ramsar.conanp.gob.mx/documentos/fichas/9.pdf>.

Reyes-Bonilla, H. 1993. Estructura de la comunidad, influencia de la depredación, y biología poblacional de corales hermatípicos en el arrecife Cabo Pulmo, B.C.S. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Científicas y Educación Superior Ensenada, Baja California.

Reyes-Bonilla, H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. *Latin American Coral Reefs* 331-349.

Reyes-Bonilla, H., Calderón-Aguilera L.E., Cruz, G., Medina-Rosas P., López, A., Herrero, D., Leyte, G., Cupul, A., Carriquiry, J. 2005. Atlas de corales pétreos del Pacífico Mexicano. SOMAC, México.

Reyes-Bonilla, H., Ayala-Bocos, A., Calderón-Aguilera L.E., Herrero-Pérezruly M. D. y Gonzáles-Espinosa, P.C. 2008. Proyección de cambios en la temperatura del golfo de California y efectos sobre abundancia y distribución de especies arrecifales. INE-SEMARNAT, México, D.F.

Reyes-Bonilla, H., L.E., Calderón-Aguilera, G., Cruz-Piñón, R.A., López-Pérez y P., Medina-Rosas. 2010. Evaluación de la diversidad gamma de corales arrecifales (Scleractinia) en el Pacífico de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:113-121.

Reyes-Bonilla, H., Mozqueda-Torres, M.C., Calderón-Aguilera, L.E. y Díaz-Erales, G. 2011. La acidificación del océano y los arrecifes del Pacífico mexicano. *Ciencia, Tecnología e Innovación para el desarrollo de México* 3 (73).

Rodríguez-Villalobos, J.C. 2011. Descripción morfológica e histológica de las lesiones ocurrentes en las especies hermatípicas del género *Pocillopora* Lamarck, 1816 en las principales comunidades coralinas del Pacífico mexicano. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Científicas y Educación Superior Ensenada, Baja California.

Richmond H. R., Wolanski, E. 2011. Coral Research: Past Efforts and Future Horizons. En: Dubinsky, Z., N. Stambler (eds). *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer.

Ricklefs, R. E.†. 2008. Disintegration of the Ecological Community. *The American Naturalists* 172(6):741:750.

Ríos-Jara, E., Galván-Villa, C. M., y Solís-Marín, F. A. 2008. Equinodermos del Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 79:131-141. Consultado en: www.ejournal.unam.mx/bio/BIOD7901/BIO079000110.pdf.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C. & Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596. doi:10.1038/35098000

Schoener, T.W. 1982. The controversy over interspecific competition. *American Scientist* 70 (6):586-595.

Sistema de Información Meteorológica (SIM) de la Bolsa de Cereales y Productos de Bahía Blanca. Junio 2009. Informes: EL ENSO- EL NIÑO- LA NIÑA. Condiciones Históricas, Condiciones actuales, Previsiones año 2009-2010. Consultado en: <http://www.bcp.org.ar/sim/InformeENSO-2009-07-01.pdf>, consultado 17 de septiembre.

Sistema Integral de Información de Mercados Turísticos del Consejo de Promoción Turística de México (SIIMT). Consultado en: <http://www.siimt.com>

Smith, S.V., Buddemeier, R.W. 1992. Global change and coral reef ecosystems. *Annual Review in Ecology and Systematics* 23:89-118.

Sousa, W.P. 2001. Natural disturbance and the dynamics of marine benthic communities. In *Marine Community Ecology*, Ed. M.D. Bertness, S.D. Gaines, and M.E. Hay. Sinauer Association Sunderland,

Svensson, J.R., Lindegarth, M. Jonsson P.R., & Pavia, H. 2012. Disturbance–diversity models: what do they really predict and how are they tested? *Proceeding of the Royal Society: Biological Science* 279: 2163–2170. doi:10.1098/rspb.2011.2620.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. & Siemann, E. 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science*. 277:1300:1302.

Verril, A.E., 1864. I. Revision of the Polypi of the eastern coast of the United States. *Memoirs of the Boston Society of Natural History*.

World Meteorological Organization, March 31, 1998: The Northern Hemisphere had its warmest February since 1950.

Wu, J.1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology. *The University of Chicago* 70(4):439:466.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Fourth edition. Prentice Hall, New Jersey.

Apéndice 1

Tabla A3a. Se presentan los índices ecológicos totales calculados por fecha de muestreo en cada localidad.

Localidad	Cabo Pulmo						
	Índices/ Fecha	dic-98	jul-02	may-03	oct-03	jul-05	ago-11
Cobertura coralina total (%)	18.0	20.8	10.4	17.2	20.4	3.6	2.8
Riqueza de especies (S)	2.0	5.0	3.0	4.0	13.0	10.0	7.0
J'	0.6	0.7	0.8	0.8	0.8	0.7	0.7
H'(log10)	0.2	0.5	0.4	0.4	0.8	0.7	0.6
1-Lambda	0.3	0.6	0.5	0.5	0.8	0.7	0.7
Delta	20	42	41	40	45	44	43
Delta*	75	69	75	75	56	59	59
Lambda+	0	400	0	0	599	514	385
sDelta+ (var)	150	325	225	225	717	606	458
Delta+ (prom)	75	65	75	75	55	61	65

Tabla A1b. Se indica para cada índice, los grados de libertad (número de replicas (eventos de muestreo) menos 1, seguido del número de transectos totales, valor de F (varianza de la muestra), y el valor de significancia.

Índices / Localidades	CP
Cobertura coralina total en %	F(6, 189)=26.958, p=0.0000
Riqueza de especies (S)	F(6, 189)=22.392, p=0.0000
H'(log10)	F(6, 189)=15.557, p=.00000
J'	F(6, 189)=4.2769, p=.00046
1-Lambda	F(6, 189)=11.822, p=.00000
Delta	
Delta*	
Lambda+	F(6, 189)=19.713, p=0.0000
sDelta (var)	F(6, 189)=11.676, p=.00000
Delta + (prom)	F(6, 189)=2.4381, p=.02709

Localidad	Islas Marietas							Isla Isabel			
	nov-04	mar-10	oct-10	nov-10	mar-11	may-11	jun-11	oct-11	oct-10	nov-10	may-11
Cobertura coralina total (%)	25.6	9.9	18.1	12.7	18.2	34.2	12.4	17.1	7.5	9.2	8.1
Riqueza de especies (S)	8.0	5.0	10.0	11.0	7.0	12.0	8.0	5.0	7.0	8.0	9.0
J'	0.8	0.7	0.8	0.8	0.9	0.8	0.8	0.7	0.8	0.9	0.9
H'(log10)	0.5	0.6	0.6	0.8	0.7	0.7	0.7	0.7	0.6	0.7	0.8
1-Lambda	0.6	0.7	0.7	0.8	0.8	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8
Delta	30	45	50	47	52	41	45	50	43	44	57
Delta*	47	67	70	58	65	55	60	68	58	55	68
Lambda+	347	367	225	432	400	510	574	574	600	510	469
sDelta+ (var)	267	529	350	575	390	425	457	457	225	425	500
Delta+ (prom)	67	66	70	64	65	61	57	57	45	61	63

Índices / Localidades	IM	IS
Cobertura coralina total en %	F(7, 154)=3.9866, p=.00049	Sin diferencias significativas
Riqueza de especies (S)	F(7, 154)=11.142, p=.00000	
H'(log10)	F(7, 154)=10.828, p=.00000	
J'	F(7, 154)=7.0981, p=.00000	
1-Lambda	F(7, 154)=9.6635, p=.00000	
Delta	F(7, 154)=6.5729, p=.00000	
Delta*	F(7, 154)=5.7557, p=.00001	
Lambda+	F(7, 154)=6.7345, p=.00000	
sDelta (var)	F(7, 154)=9.3711, p=.00000	
Delta + (prom)	F(7, 154)=5.7268, p=.00001	

Localidad	Tecanatita				Isla Pelicanos		La Virgen			Las Monas		Cuestecomate	
	oct-02	nov-02	dic-03	jun-05	jun-05	sep-10	jun-05	feb-10	sep-10	feb-09	sep-10	jun-05	sep-10
Cobertura coralina total (%)	80.9	67.2	47.5	36.5	52.0	24.2	13.5	2.1	3.3	8.4	51.1	58.0	38.9
Riqueza de especies (S)	5.0	5.0	5.0	4.0	5.0	4.0	3.0	2.0	4.0	6.0	4.0	3.0	6.0
J'	0.7	0.7	0.6	0.7	0.5	0.9	0.9	0.8	0.7	1.0	0.8	0.8	0.4
H'(log10)	0.6	0.5	0.5	0.5	0.3	0.6	0.5	0.4	0.2	0.6	0.6	0.5	0.2
1-Lambda	0.7	0.6	0.5	0.6	0.3	0.7	0.7	0.5	0.3	0.7	0.7	0.6	0.2
Delta	48	17	16	18	18	18	18	38	28	60	47	22	11
Delta*	68	27	29	29	51	25	25	67	75	66	64	35	51
Lambda+	392	600	600	600	625	0	0	556	0	347	400	625	556
sDelta+ (var)	588	225	225	225	200	125	100	175	150	267	390	200	175
Delta+ (prom)	65	45	45	45	50	25	25	58	75	67	65	50	58

Índices / Localidades	TE	PE	LV	LM	CU
Cobertura coralina total en %	F(3, 20)=3.4168, p=.03722	Sin diferencias significativas	Sin diferencias significativas	F(1, 5)=292.63, p=.00001	
Riqueza de especies (S)	F(3, 20)=8.7923, p=.00064				F(1, 4)=100.00, p=.00056
H'(log10)					F(1, 4)=329.13, p=.00005
J'					F(1, 4)=69.518, p=.00113
1-Lambda					F(1, 4)=516.71, p=.00002
Delta					F(1, 4)=15.299, p=.01737
Delta*					
Lambda+					F(1, 4)=484.00, p=.00003
sDelta (var)					F(1, 4)=16., p=.01473892
Delta + (prom)					

Localidad	Carrizales				La Boquita			L'Recif		Hotel Paraiso Montemar		Isla Pájaros	
Índices / Fecha	ago-02	jun-05	feb-10	jul-11	feb-09	feb-10	jul-11	jun-05	feb-10	jun-05	feb-10	jun-05	feb-10
Cobertura coralina total (%)	50.7	61.0	32.2	61.1	14.7	14.1	22.5	30.0	5.6	36.0	3.5	34.0	14.1
Riqueza de especies (S)	2.0	9.0	6.0	11.0	6.0	7.0	4.0	7.0	4.0	6.0	5.0	6.0	5.0
J'	0.9	1.0	0.8	0.8	0.7	0.7	0.9	0.5	0.8	0.9	0.8	0.7	0.8
H'(log10)	0.7	0.3	0.8	0.6	0.8	0.5	0.7	0.3	0.7	0.6	0.8	0.5	0.6
1-Lambda	0.8	0.5	0.8	0.7	0.7	0.6	0.8	0.4	0.8	0.7	0.8	0.6	0.7
Delta	43	40	27	29	28	38	34	18	45	45	49	42	43
Delta*	54	75	34	40	38	57	41	46	56	59	62	65	62
Lambda+	600	0	608	600	534	525	556	600	556	347	530	600	556
sDelta+ (var)	330	150	488	330	655	300	408	275	408	267	538	225	250
Delta+ (prom)	55	75	54	55	60	60	58	55	58	67	60	45	42

Índices / Localidades	CZ	LBO	LR	HPM	IP
Cobertura coralina total en %				F(1, 5)=74.481, p=.00034	F(1, 12)=14.538, p=.00247
Riqueza de especies (S)	F(3, 22)=6.2051, p=.00323	F(2, 10)=8.5782, p=.00677	Sin diferencias significativas		
H'(log10)					
J'					
1-Lambda					
Delta					
Delta*	F(3, 22)=4.1842, p=.01737				
Lambda+	F(3, 22)=3.2027, p=.04312	F(2, 10)=6.7894, p=.01372			
sDelta (var)					
Delta + (prom)	F(3, 22)=5.1458, p=.00757				

Localidad	Ixtapa -Zihuatanejo				Morro Colorado		Manzanillo			Caleta de Chon		
Índices/ Fecha	oct-05	sep-08	mar-09	ago-09	oct-05	oct-09	oct-05	feb-09	ago-09	nov-05	feb-09	ago-09
Cobertura coralina total (%)	97.7	66.1	48.9	69.0	43.5	34.3	80.3	59.6	68.6	34.8	66.0	45.8
Riqueza de especies (S)	10.0	7.0	6.0	8.0	5.0	4.0	8.0	7.0	6.0	6.0	9.0	6.0
J'	0.7	0.9	0.8	0.8	0.9	0.8	0.8	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9
H'(log10)	0.7	0.7	0.6	0.7	0.6	0.5	0.7	0.7	0.6	0.7	0.8	0.7
1-Lambda	0.8	0.8	0.7	0.8	0.7	0.6	0.8	0.8	0.7	0.8	0.8	0.8
Delta	44	40	22	26	34	32	26	24	17	28	30	19
Delta*	57	50	30	34	47	51	34	30	25	36	35	25
Lambda+	622	556	556	622	600	625	622	622	0	622	617	0
sDelta+ (var)	483	408	250	386	225	200	386	386	125	310	475	150
Delta+ (prom)	48	58	42	48	45	50	48	48	25	52	53	25

Índices / Localidades	IX	MC	MLL	CHO
Cobertura coralina total en %	F(3, 25)=10.431, p=.00012	Sin diferencias significativas	F(2, 30)=12.202, p=.00013	Sin diferencias significativas
Riqueza de especies (S)	F(3, 25)=3.8101, p=.02237			
H'(log10)				
J'	F(3, 25)=4.0549, p=.01773			
1-Lambda	F(3, 25)=3.1805, p=.04136			
Delta				
Delta*	F(3, 25)=17.315, p=.00000			
Lambda+	F(3, 25)=7.2309, p=.00118			
sDelta (var)	F(3, 25)=4.1868, p=.01567			
Delta + (prom)	F(3, 25)=4.7916, p=.00901			

Localidad	La Entrega								
	Índices / Fecha	jun-98	mar-02	jun-02	mar-03	jun-03	nov-03	feb-09	sep-10
Cobertura coralina total (%)	83.7	22.7	23.1	21.5	23.1	40.5	36.1	8.5	89.0
Riqueza de especies (S)	1.0	6.0	5.0	4.0	5.0	6.0	7.0	6.0	4.0
J'		0.6	0.8	0.5	0.7	0.7	0.9	0.9	0.8
H'(log10)	0.0	0.4	0.6	0.3	0.5	0.6	0.8	0.7	0.5
1-Lambda	0.0	0.5	0.7	0.4	0.6	0.7	0.8	0.8	0.6
Delta	0	26	26	11	24	32	47	40	18
Delta*	0	48	39	28	41	48	56	50	30
Lambda+	0	525	600	625	600	489	367	556	625
sDelta+ (var)	0	300	225	200	225	370	529	250	200
Delta+ (prom)	0	60	45	50	45	62	66	42	50

Índices / Localidades	LE
Cobertura coralina total en %	F(8, 41)=7.7305, p=.00000
Riqueza de especies (S)	F(8, 41)=8.9058, p=.00000
H'(log10)	F(8, 41)=5.4425, p=.00011
J'	F(8, 41)=2.6203, p=.02046
1-Lambda	F(8, 41)=3.9702, p=.00148
Delta	
Delta*	F(8, 41)=5.1043, p=.00019
Lambda+	
sDelta (var)	F(8, 41)=12.065, p=.00000
Delta + (prom)	F(8, 41)=7.7676, p=.00000

Durante el periodo 1998 a 2011 se realizaron 65 salidas a 18 localidades, en total se muestrearon 675 transectos ($25 \times 1 \text{ m}^2$) en cada uno de los cuales se registraron las especies de coral y su abundancia, en porcentaje. En veinte transectos no se registró ningún coral, dando un total de 645 transectos con cobertura coralina.

En total se registraron 19 especies pertenecientes a cinco familias y cinco géneros.

Las especies presentes en mayor número de localidades fueron *Pocillopora verrucosa*, *P. damicornis* y *P. capitata*, las dos primeras se encontraron en los 18 sitios y la última en 16.

P. verrucosa fue la especie más abundante en todos los muestreos en Cabo Pulmo, Isla Isabel y Las Monjas. En La Virgen, L'Recif y Hotel Paraíso Montemar no se registro más en 2010. Los datos con menor cobertura para esta especie coinciden con jun y octubre de 2005 para (Tenacatita y Ixtapa-Zihuatanejo respectivamente), Ixtapa-Zihuatanejo 2008, Manzanillo y La Entrega 2009. Se registró en 57 de 64 muestreos.

P. damicornis fue la más que más contribuyó a la cobertura en La Entrega, desde 98 hasta 03, Tenacatita (2003 y 2005) Cuestecomate y Carrizales (2005) Ixtapa-Zihuatanejo y Manzanillo (2009), Isla Pelícanos y La Virgen en (2010). En Cabo Pulmo y Carrizales se registro por primera vez en 05. En La Virgen, L'Recif (2010) y La Boquita 2011.no se registro. En el resto de sitio y fechas estuvo presente. Se registró en 55 de 65 muestreos.

P. capitata fue la especie más abundante en Carrizales (2010 y 2011) Caleta de Chon (2005) y La Entrega (feb 2009 y 2011). Ocupó segundó lugar en contribución a la cobertura local en La Entrega (2002 y 2010), Manzanillo (2005), Ixtapa-Zihuatanejo (2005 y 2009), Carrizales 2005 y La Virgen 2010. En las localidades de La Boquita (2010) compartió dominancia con *P. verrucosa*. En Cabo Pulmo, Isla Isabel, Islas Marietas, Las Monjas y Hotel Paraíso Montemar su contribución a la cobertura fue mucho menor en todo el periodo de estudio. Se registró en 49 de 62 salidas a campo.

La siguiente especie registrada en más sitios fue *P. panamensis*, con presencia en 14 localidades y registro en 44 de 45 visitas. Fue la especie más abundante en: Isla Pájaros y Hotel Paraíso Montemar en (2005), L'Recif (2010) y Islas Marietas (2004), momento en que compartía dominancia con *P. verrucosa*, fue segunda en contribución a la cobertura en Cabo Pulmo (2002 y 2003), Hotel Paraíso Montemar y La Virgen en (2005 y 2010), La Boquita (2011) y en Las Monjas (2009), fechas y sitios en los que su contribución a la cobertura local fue en promedio de $33.94 \pm 6.65\% \text{ SD}$.

En Tenacatita (2005) también fue la segunda en dominancia pero su contribución a la cobertura fue menor, en este sitio su contribución a la cobertura fue de 17.05%. En Cuestecomate (2005) ocupaba segundo lugar junto *P. gigantea*, contribuyendo con el 28.45% de la cobertura cada una. En las localidades de Carrizales y La Entrega, la contribución promedio de esta especie a la cobertura fue de $1.84 \pm 0.40\%$. Sin embargo en La Entrega 2010, esta especie registro la máxima cobertura para el sitio contribuyendo con el 11.92% de la cobertura coralina total.

Pocillopora eydouxi se registró en 13 localidades en 27 de 52 salidas a campo, no se registró en las localidades de Tenacatita, La Virgen, Las Monjas, L'Recif ni Hotel Paraíso Montemar. Ocupó primer lugar en contribución a la cobertura en La Boquita (2009) con 71.6%, Manzanillo (2009) con 42% y en La Entrega (2010) 26.2%, fecha en que se registró por primera vez en el sitio.

Ocupó segundo lugar en contribución a la cobertura de coral en Caleta de Chon (2009) 29.51%.

Los sitios donde su contribución a la cobertura coralina total fue mínima fueron Cabo Pulmo y Morro Colorado ($0.81 \pm 0.08\%$ y $2.47 \pm 0.11\%$) respectivamente y, en Isla Isabel e Islas Marietas representó aproximadamente ($5.54 \pm 3.16\%$) de la cobertura coralina en todas las fechas.

P. gigantea presente en 12 sitios, con registro en 34 de 50 visitas a los sitios en que se encontró. Islas Marietas es el sitio en que mejor representada está esta especie, se registró en 6 de 8 visitas al sitio y, en el periodo 2010 y hasta junio de 2011, representaba una cobertura aproximada promedio de ($33.38 \pm 17.8\%$).

El registro máximo de cobertura para esta especie fue Carrizales (2002) con 95.17%, después de esta fecha su contribución a la cobertura coralina en el sitio fue mínima. El segundo lugar en el que esta especie fue mas abundante fue Cuestecomate, en 2005 compartía dominancia en proporciones iguales (28.45%) con *P. gigantea* y, en (2010) registró 51.53% de la cobertura total.

P. lobata, también presente en diez localidades, fue más frecuente y abundante en Isla Isabel, sitio en que se encontró en todos los muestreos y donde se registraron las máximas coberturas para esta especie, seguido de Islas Marietas, donde se encontró en 4 de 8 visitas al sitio y, la cobertura máxima aquí para esta especie fue de 10.76%.

En Carrizales y La Entrega fue poco abundante, por debajo del 5%, se registro 2 veces en el primer sitio y una en el segundo.

P. meandrina en presente 10 localidades, se registró en 23 de 39 visitas a campo.

Fue la más abundante en Hotel Paraíso Montemar (2010) con 37.35% y Caleta de Chon (2009) 35.36%.

Segundo lugar en contribución a la cobertura en Cabo Pulmo de (2005 a 2011), Tenacatita (2002) 36.9%. En las localidades de Guerrero aunque poco abundante, se reportó en 11 de 12 visitas.

En Islas Marietas su participación en la cobertura coralina fue en promedio de 0.55 ± 0.16 y sólo se registro en 2 de 8 visitas.

En Isla Pelícanos y Carrizales (2005), se registró por única ocasión y abarcaba en promedio $5.83 \pm 0.36\%$ en cada sitio.

Pocillopora effusus y se encontró en 8 sitios y se registró en 12 de 32 muestreos. En Manzanillo (2009) estaba más o menos igual mente representado que *P. capitata* y *P. eydouxi* y en Carrizales (11), estaba más o menos igual mente representado que *T. coccinea* e *P. inflata*; para estas fechas y sitios la cobertura aproximada de las especies mencionadas fue de $13.67 \pm 3.4\%$.

No se registró en ninguna otra localidad de Colima, Jalisco ni en Cabo Pulmo y Morro Colorado.

En Islas Marietas (2004) e Isla Pájaros (2005) representó 4.63% y 3.97%, en el resto los sitios y fechas en que esta especie estuvo presente, representó menos del 1% de la cobertura coralina total en todos los muestreos.

P. elegans estuvo presente en siete sitios y en 12 de 32 muestreos, las máximas coberturas registradas para esta especie se encontraron en La Entrega en jun de 2002 y 2003 representando, para cada fecha, 22.03% y 26.68% de la cobertura coralina total.

P. elegans, se registró por única ocasión en 2005 en seis localidades Cabo Pulmo, Hotel Paraíso Montemar, Carrizales, L'Recif, Isla Pájaros y Isla Pelícanos. En La Entrega estuvo presente en jun 2002 y 2003 y nuevamente en 2010.

La máxima y mínima cobertura para la especie (Isla Pelícanos 76.71% y Cabo Pulmo 0.87%), en Hotel Paraíso Montemar fue la segunda especie en contribución a la cobertura (27.36%) y, en Carrizales, L'Recif e Isla Pájaros representó más o menos ($17.4 \pm 2.23\%$) de la cobertura coralina total. En La Entrega su contribución a la cobertura fue menor al 5% en todas las fechas.

Psammocora superfisialis presente en 6 sitios, se registró en 11 de 17 visitas a los sitios en que se encontró. Se registro por primera vez en 2005 en la localidad de L'Recif con una cobertura muy baja (2.5%), los siguientes registros para la especie ocurrieron en 2010. La máxima registrada cobertura registrada fue de 19.62% en Hotel Paraíso Montemar, 11.69% en L'Recif, 11.74% en Isla Isabel y La

Virgen con 14.44%. En Islas Marietas la cobertura promedio fue de $1.99 \pm 0.66\%$ las tres veces que se registró.

P.clavus, *P. inflata*, *T. coccinea* y *Psammocora stellata* estuvieron presentes en 5 sitios.

P.clavus tuvo su registro más alto en Isla Isabel (2010), momento en que fue la segunda especie más abundante en el sitio con 23.44% de la cobertura total.

P. inflata, fue la especie dominante por única ocasión en Manzanillo (2005) con 31.38% de la cobertura coralina total. En Carrizales (2011) ocupó tercer lugar en cobertura y estaba más o menos igualmente distribuida que *Pocillopora effusus* y *T. coccinea*. En Cabo Pulmo, Ixtapa-Zihuatanejo y Caleta de Chon su contribución a la cobertura fue muy baja y sólo se registró en una ocasión en estas localidades.

T. coccinea. De las cinco localidades en que estuvo presente, fue en Islas Marietas donde se registró con mayor frecuencia, en 5 de 8 visitas al sitio. Su mayor contribución a la cobertura fue de 7.26% (jun 2011). En Isla Isabel, Las Monjas, Carrizales y La Entrega se registró una sola vez en 9 visitas a estos sitios. En Carrizales (2011) y La Entrega (mar 2002) se encontró en más o menos las mismas proporciones ($12.94 \pm 1.06\%$) con, *P. inflata* y *P. effusus* en el primer sitio y, con *P. verrucosa* en el segundo.

Psammocora stellata El mayor registro de cobertura para esta especie se encontró en Ixtapa-Zihuatanejo (2008) con 16.15%, seguido de Isla Isabel (2010) con 9.8%. La cobertura máxima en Cabo Pulmo fue de 4.37% (mayo 2003) y en Islas Marietas 4.48%, en las demás fechas en que estuvo presente su contribución a la cobertura fue menor al 3%. Se registró en 11 de 26 visitas.

P. varians, presente en cuatro sitios y con registros en 6 de 24 salidas totales, fue la especie más abundante, con 44.09 y 37.4%, en Ixtapa-Zihuatanejo (2005 y 2008 respectivamente). En La Entrega (2009) fue la segunda especie más abundante con 28.54%.

En La Virgen (2010) representó el 11.65%, en Cabo Pulmo (2005) 3.79%, en Carrizales (2011) el 0.99% de la cobertura coralina total.

P. minuta y *P. duerdeni* se encontraron en muy bajas proporciones y en un solo sitio, Cabo Pulmo e Isla Isabel respectivamente.

Tabla A4. Presencia- Ausencia de corales escleractinios en 18 localidades del Pacífico Mexicano. Se indica: número de transectos muestreados por localidad, número de visitas a campo y total de localidades en que se registro la sp. Las visitas se obtuvieron sumando las salidas totales a campo del total de localidades en que se encontró la sp. Los Registros, se obtuvieron con la información de la tabla 1 contando el número de veces que se registro la especie en todo el periodo de muestreo. Por último la frecuencia de ocurrencia de especies en muestreos, se obtuvo dividiendo el número de registros entre el número de visitas totales.

No. Transectos muestreados por localidad.	197	144	47	23	7	11	7	6	25	15	7	7	14	29	9	30	17	50	645	Visitas totales a los sitios en que se registró la sp. (Visitas)	No. de veces que se registró (Registros)	Frecuencia de spp. en muestreos: <u>Registros</u> / <u>Visitas</u>
No. de visitas a campo.	7	8	3	4	2	3	2	2	4	3	2	2	2	4	2	3	3	9	65			
Especie / Localidad	CP	IM	IS	TE	PE	LV	LM	CU	CZ	LBO	LR	HPM	IP	IX	MC	MLL	CHO	LE	Total			
<i>Pavona clavus</i>	•	•	•											•			•		5	25	12	0.480
<i>Pavona gigantea</i>	•	•	•				•	•	•	•		•		•		•	•	•	12	50	34	0.680
<i>Pavona varians</i>	•								•					•				•	4	24	6	0.250
<i>Pavona minuta*</i>	•																		1	7	2	0.286
<i>Pocillopora capitata</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•		•	•	•	16	62	49	0.790
<i>Pocillopora damicornis</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	18	65	55	0.846
<i>Pocillopora effusus</i>		•	•						•				•	•		•	•	•	8	32	12	0.375
<i>Pocillopora elegans</i>	•				•				•		•	•	•					•	7	28	10	0.357
<i>Pocillopora inflata</i>	•								•					•		•	•		5	21	6	0.286
<i>Pocillopora meandrina</i>	•	•		•	•				•			•		•	•	•	•		10	39	23	0.590
<i>Pocillopora verrucosa</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	18	65	57	0.877
<i>Pocillopora eydouxi</i>	•	•	•	•				•	•	•			•	•	•	•	•	•	13	52	27	0.519
<i>Pocillopora duerdeni*</i>	•																		1	7	2	0.286
<i>Porites lobata</i>		•	•						•	•	•	•		•	•	•		•	10	33	21	0.636
<i>Porites panamensis</i>	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•				•	•	14	45	44	0.978
<i>Tubastraea coccinea</i>		•	•				•		•									•	5	26	9	0.346
<i>Psammocora stellata</i>	•	•	•						•				•						5	26	11	0.423
<i>Psammocora superficialis</i>		•	•			•	•				•	•							6	17	11	0.647
<i>Psammocora brighami*</i>		•																	1	8	1	0.125

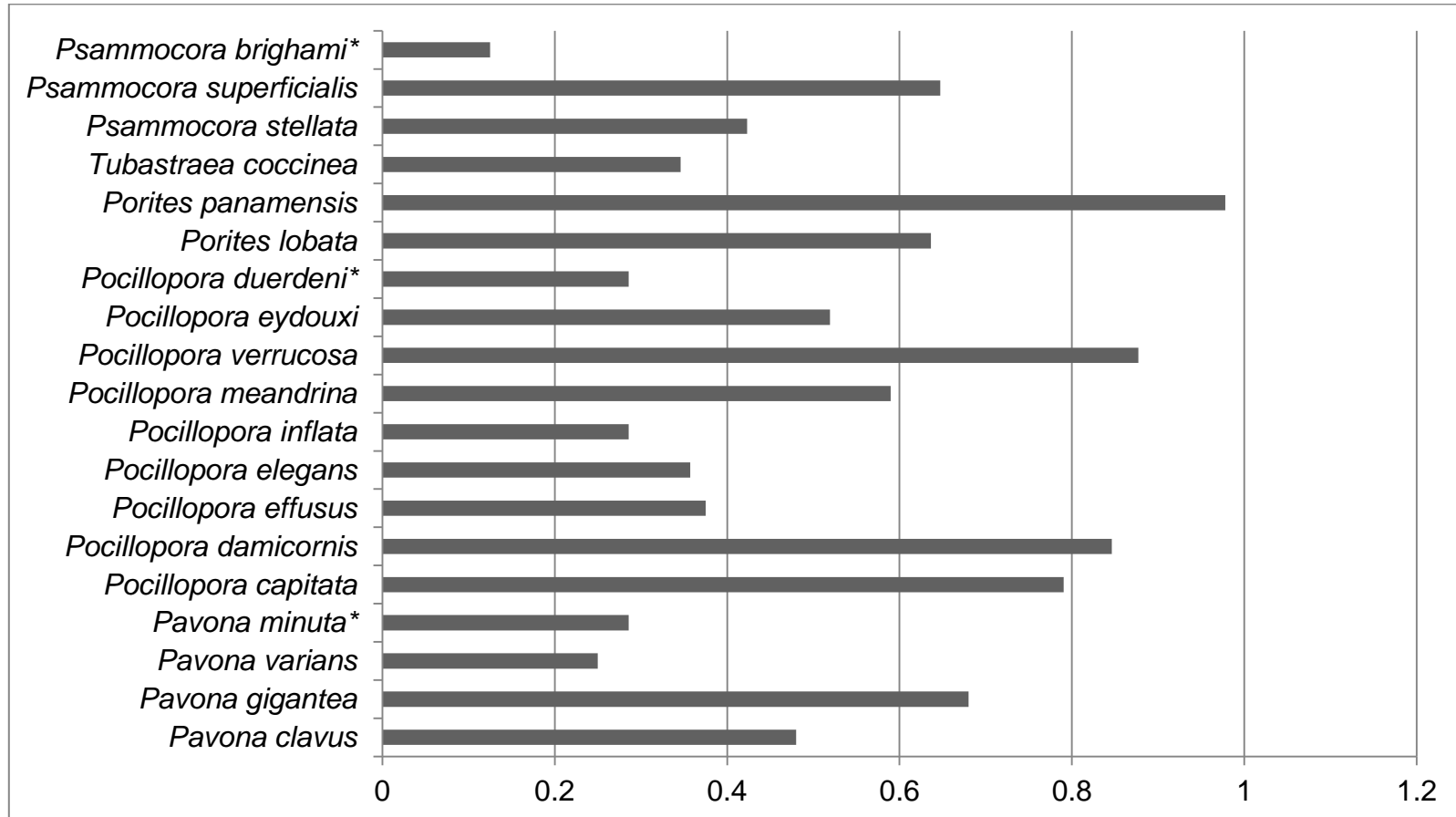


Figura A1. Frecuencia de ocurrencia de especies de corales hermatípicos en el Pacífico mexicano.