



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA  
(BIOLOGÍA MARINA)

ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE DOS ARRECIFES CORALINOS BAJO  
DIFERENTES PRESIONES ANTROPOGÉNICAS EN UN DECENIO.”

T E S I S  
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:  
ARACELI LÓPEZ PATONI CARO

TUTOR PRINCIPAL  
DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ  
FACULTAD DE CIENCIAS UNAM  
COMITÉ TUTORAL  
DR. JUAN PABLO CARRICART GANIVET  
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA  
DR. RODOLFO RIOJA NIETO  
FACULTAD DE CIENCIAS UNAM  
DR. HÉCTOR REYE BONILLA  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA  
DR. HORACIO PÉREZ ESPAÑA  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

SISAL YUCATÁN OCTUBRE 2014



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**“ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE DOS ARRECIFES CORALINOS  
BAJO DIFERENTES PRESIONES ANTROPOGÉNICAS EN UN  
DECENIO.”**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:**

**MAESTRA EN CIENCIAS  
(BIOLOGÍA MARINA)**

**P R E S E N T A:**

**ARACELI LÓPEZ PATONI CARO**

**DIRECTOR  
JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ**

**COMITÉ TUTORAL: DR. JUAN PABLO CARRICART GANIVET  
DR. RODOLFO RIOJA NIETO  
DR. HÉCTOR REYE BONILLA  
DR. HORACIO PÉREZ ESPAÑA**

**Sisal, Yucatán, octubre de 2014**

## DATOS JURADO

---

<b>Presidente</b>	<b>Dr. Juan Pablo Carricart Ganivet</b>	<b>Unidad Académica de Sistemas Arrecifales Puerto Morelos de la Universidad Autónoma de México (UNAM).</b>
<b>Secretario</b>	<b>Dr. Rodrigo Garza Pérez</b>	<b>Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación (UMDI) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).</b>
<b>Vocal</b>	<b>Dr. Rodolfo Rioja Nieto</b>	<b>Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación (UMDI) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).</b>
<b>Suplente</b>	<b>Dr. Héctor Reyes Bonilla</b>	<b>Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS).</b>
<b>Suplente</b>	<b>Dr. Horacio Pérez España</b>	<b>Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana.</b>

## **Agradecimientos generales**

**Agradezco a CONACYT por la beca de maestría 491275. Y al proyecto CONACYT Ciencia Básica 2011 “Desarrollo de mapas arrecifales de alta resolución espacial como precursores para modelación dinámica espacialmente explícita.” Clave 165791.**

**Agradezco al Programa de Investigación Espacial en Ambientes Marinos y Costeros de la UMDI-Sisal, F. Ciencias, UNAM, por el apoyo y la capacitación.**

**Gracias al Akumal Dive Center por sus servicios y buenos momentos.**

**Gracias al Dr. Rodrigo Garza por brindarme la oportunidad de realizar mi tesis de maestría en su laboratorio, por guiarme, aconsejarme, por su tiempo tan valioso, pero sobre todo por esa gran confianza en mi persona, GRACIAS.**

**Gracias a todos esos estudiantes que sin saberlo son los técnicos que hacen posible estas salidas y trabajo en altamar: A los buzos que siempre ayudan bajo el agua pues a pesar de ser algo que a todos nos gusta, y aunque el sudor no se note bajo el agua, es un gran trabajo sin remuneración, aún cansados y con hambre siempre trabajando con todo, y en todo (en especial a mis colegas y amigos, Adamm Ying Yang y Julia Naranjo).**

**Agradezco al comité de evaluación de tesis: Dr. Juan Pablo Carricart por siempre estar ahí para darme sus consejos y apoyo, así como al resto del comité por sus sugerencias y consejos, Dr. Héctor Reyes Bonilla, Dr. Rodolfo Rioja y Dr. Horacio Pérez España.**

## **Agradecimientos personales**

**A todos los que hicieron posible que esta niña curiosa se sumergiera en el mar, en la vida que me esperaba bajo el agua, a La Mamá que logró compartir un instante bajo el agua, una tortuga, un pedazo de mi vida. A mi Padre que a pesar de que al principio le costara entender ese deseo mío por quererme sumergir en el océano, el cual me regalo tantos encuentros y hermosos momentos, siempre apoyo mis pasos y aletazos, haciendo posible que con un poco de perseverancia saliera a flote una bióloga ansiosa marina, una buza y ahora una maestra en ciencias. A mi tutor, que fue como un hermano mayor el cual siempre creyó en mí, por sus consejos, no solo profesionales, por su paciencia y por su esfuerzo en transmitirme sus conocimientos. Gracias por el aprecio.**

**A aquellas personas tan indispensables en mi vida, mis amigas, guerreras y hermanas de fuerza, por siempre estar ahí para levantarme y hacerme creer en este camino: Arely Penguilli y su amor por las tortugas siempre entregada a su protección, y en pro de la vida. Cecilia Mozqueda y su sentido de justicia y protección, por darme la fuerza para vencer cualquier obstáculo, por tantas risas y momentos mágicos. Lulu Tapia y su entrega con los demás, siempre con el corazón por delante. Gracias también a aquellas personas que fueron en mi vida un tipo de reto y obstáculo, porque gracias a eso soy hoy más fuerte, porque aprendí a partir de ellas que el coraje no tiene recompensa, aprendí que a veces uno se enfrenta a la razón y al mismo tiempo a la derrota, porque en un mundo de tantas bellezas biológicas lo más importante es seguir descubriéndolas, seguir en el azul profundo que me ha dado los encuentros más increíbles y significativos, seguir sintiendo el deseo de protegerlo y trabajar para eso. Mientras uno crea en el fin de lo que hace siempre habrá fuerzas para llevarlo a cabo. Hay momentos en el que el trabajo no tiene recompensa, la recompensa está en haber disfrutado el camino.**

**En conclusión a todos los que fueron parte de este camino, a los que lo hicieron un reto que superar, a los que lo hicieron un camino que disfrutar, a los que lo hicieron una aventura bajo el mar. A los que ya no están y me ayudaron a creer en este camino, a los que desde donde están me dieron fuerza y me animaron siempre a creer en lo mucho que vale la pena creer**

que se puede construir una mejor persona para cuidar este hermoso lugar, sobre todo este hermoso mar que se me ha permitido descubrir, investigar, y disfrutar.

A mi hermana Ángeles que antes de irse me dejó estas letras que siempre me darán fuerza para seguir adelante, siempre estarás en mis logros:

El ni siquiera saber dónde será tu siguiente pisada, es la mejor manera de darte cuenta cuan cerca estas de las estrellas chaparra. El espíritu viajero tiene que sacar sus antenas, detenerse un instante, respirar hondo y seguir adelante, este reto es pan comido para mi chaparra!!! Eres más fuerte de lo que crees, y creen, hay gente que te quiere, te extraña y te necesita! No hagas ese viaje en balde!!! Sabes que acá se te espera...

Gracias al Akumal Dive Center por permitirnos llevar a cabo este proyecto, por ser parte de mi formación profesional, por todo lo que me enseñaron y los buenos momentos. Gracias a Alessandro por su paciencia, por transmitirme y compartir la pasión de ir bajo el agua.

*“El cerebro humano: monstruoso tumor del universo en el que, como células malignas, proliferan sin freno las preguntas y las angustias”.*

*Jean Rostand*

*“La ciencia debe ser cultivada con esfuerzo y el ferviente propósito de servir a la verdad”*

*Juan*

*Negrín*

# Índice

<b><u>Resumen</u></b> .....	1
<b><u>1. Introducción</u></b> .....	1
<b><u>2. Marco teórico</u></b> .....	5
<u>2.1 Zonación</u> .....	5
<u>2.2 Enfermedades</u> .....	7
<u>2.3 Cambio climático y blanqueamiento de coral</u> .....	13
<u>2.4 Efecto de actividades antrópicas sobre los arrecifes de coral</u> .....	15
<u>2.5 Caracterización de comunidades arrecifales y estado de condición</u> .....	18
<u>2.6 Complejidad topográfica</u> .....	19
<u>2.7 Uso antropogénico de Akumal y Mahahual</u> .....	21
a. <u>Mahahual</u> .....	21
b. <u>Akumal</u> .....	22
c. <u>Mahahual y Akumal como arrecifes comparables</u> .....	23
<u>2.8 Utilización de Percepción remota para determinar cambios en el paisaje costero</u> .....	26
<b><u>3. Justificación</u></b> .....	28
<b><u>4. Antecedentes</u></b> .....	30
<b><u>5. Hipótesis</u></b> .....	33
<b><u>6. Objetivo general</u></b> .....	34
a. <u>Objetivos particulares</u> .....	34
<b><u>7. Área de estudio</u></b> .....	35
a. <u>Akumal</u> .....	35
b. <u>Mahahual</u> .....	36
<b><u>8. Métodos</u></b> .....	38
<u>8.1 Caracterización de las comunidades bentónicas arrecifales por videotransectos</u> .....	38
<u>8.2 Análisis del cambio en la estructura comunitaria bentónica en el tiempo para ambos arrecifes</u> .....	40
<u>8.3 Evaluación y comparación del estado de condición de los arrecifes coralinos</u> .....	44
<u>8.4 Determinación del cambio en la estructura comunitaria a través del tiempo (Índice de estructura arrecifal)</u> .....	46
<u>8.5 Análisis de hábitats arrecifales</u> .....	49
<u>8.6 Estimación espacial y temporal de las modificaciones antrópicas en el paisaje a lo largo de una década en las zonas costeras</u> .....	50
<u>8.7 Exploración de la asociación entre las modificaciones en tierra - estado de condición de los arrecifes</u> .....	53
<b><u>9. Resultados</u></b> .....	54
<u>9.1 Caracterización de las comunidades bentónicas de dos arrecifes coralinos, Mahahual y Akumal</u> .....	54

<a href="#">9.1.1.a. Coberturas Grupos Funcionales zona frente y pendiente Akumal 2000 videotransectos no pareados (todos las estaciones muestreadas).</a>	55
<a href="#">9.1.1.b. Coberturas Grupos Funcionales zona frente y pendiente arrecifal Mahahual 2001 transectos no pareados .</a>	57
<a href="#">9.1.1.c. Coberturas de coral y algas de todos los videotransectos en Akumal por zona arrecifal 2000/2010.</a>	59
<a href="#">9.1.1.d. Mahahual cobertura de coral y algas 2000 y 2010.</a>	60
<a href="#">En ambas zonas arrecifales del arrecife de Mahahual se observó una disminución de la cobertura coralina en un decenio de estudio, de igual manera se registró una aumento en la cobertura coralina siendo may</a>	60
<a href="#">9.1.2. Abundancia Relativa de corales en los arrecifes de Akumal 2000/2010 y Mahahual 2001/2011 correspondientes a todas las estaciones.</a>	62
<a href="#">9.1.2.a. Frente Arrecifal Akumal 2000.</a>	62
<a href="#">9.1.2. b. Pendiente Arrecifal Akumal 2000.</a>	63
<a href="#">9.1.3 Abundancia coralina relativa Mahahual 2001</a>	64
<a href="#">9.1.3.a. Frente Arrecifal Mahahual 2001.</a>	64
<a href="#">9.1.3.b. Pendiente Arrecifal Mahahual 2001</a>	65
<b><a href="#">9.2 Caracterización de las comunidades bentónicas Mahahual y Akumal (videotransectos pareados).</a></b>	<b>66</b>
<b><a href="#">9.3 Cambio en las comunidades bentónicas y estructura comunitaria a través del tiempo.</a></b>	<b>74</b>
<a href="#">9.3.1 Coberturas grandes grupos funcionales.</a>	74
<a href="#">9.3.2 Análisis de escalamiento Multidimensional no-métrico MDS.</a>	81
<a href="#">9.3.3 Coberturas Coralinas Cambio en la estructura comunitaria (transectos pareados).</a>	87
<a href="#">9.3.4 Análisis de escalamiento Multidimensional no-métrico MDS, comunidad coralina.</a>	93
<a href="#">9.3.5. Índice de diversidad transectos pareados.</a>	95
<b><a href="#">9.4. Evaluación y comparación del estado de condición de ambos arrecifes coralinos en dos tiempos distintos.</a></b>	<b>97</b>
<a href="#">9.4.1. Estado de condición frente Akumal</a>	97
<a href="#">9.4.2 Estado de condición pendiente Akumal.</a>	98
<a href="#">9.4.3. Estado de condición frente Mahahual.</a>	99
<a href="#">9.4.4. Estado de condición pendiente Mahahual.</a>	99
<a href="#">9.4.5 Enfermedades coralinas en Akumal y Mahahual 2000-2001/2010-2011.”</a>	103
<b><a href="#">9.5 Determinación del cambio en la estructura comunitaria en ambos arrecifes a través del tiempo mediante la obtención de un índice de estructura arrecifal.</a></b>	<b>108</b>
<b><a href="#">9.6 Análisis de hábitats arrecifales.</a></b>	<b>115</b>

<a href="#"><u>9.7 Estimación espacial y temporal de las modificaciones antrópicas del paisaje en la zona costera.</u></a>	117
<a href="#"><u>9.8 Análisis del cambio del área terrestre modificada en ambos sitios de estudio.</u></a>	122
<a href="#"><u>9.9 Exploración de la asociación entre las modificaciones en tierra y el estado de condición</u></a>	126
<a href="#"><u>Índice de estructura arrecifal.</u></a>	126
<a href="#"><u>Resumen de resultados</u></a>	127
<a href="#"><u>10. Discusión</u></a>	128
<a href="#"><u>10.1 Cobertura bentónica</u></a>	128
<a href="#"><u>10.2 Estado de condición y cambios en la estructura arrecifal.</u></a>	132
<a href="#"><u>11. Conclusiones</u></a>	146
<a href="#"><u>Recomendaciones</u></a>	148
<a href="#"><u>Literatura consultada:</u></a>	149
<a href="#"><u>Anexos</u></a>	167

## ÍNDICE DE FIGURAS

<a href="#">FIGURA 1. DIAGRAMA DE LA ZONACIÓN ARRECIFAL REPRESENTATIVA DE AKUMAL Y MAHAHUAL, DONDE EL FRENTE ARRECIFAL ESTA COMPUESTO POR LOS FONDOS DUROS/ZONA DE TRANSICIÓN, CORDILLERAS Y CANALES SOMEROS, Y LA ZONA DE PENDIENTE ARRECIFAL ESTA COMPUESTA POR CORDILLERAS Y CANALES PROFUNDOS, OBTENIDO DE:&lt; HTTP://REALREEFS.SISAL.UNAM.MX/?PAGE_ID=76&gt; (GARZA PÉREZ, 2012).</a>	7
<a href="#">FIGURA 2. ENFERMEDADES DE CORALES, EN PARÉNTESIS SUS SIGLAS EN INGLÉS. A.BANDA ROJA (RB), B.BANDA 3.BLANCA (WBD), C.PLAGA BLANCA (WP), D.ENFERMEDAD BANDA DE COLOR INFECCIÓN POR CILIADOS (CCL), E.CRECIMIENTO IRREGULAR (HYPERPLASMA/NEOPLASMA),F. BANDA AMARILLA (CYBD), G.SALUD COMPROMETIDA (CHC), H. PUNTOS NEGROS (DSD), I.VIRUELA BLANCA (WPA), J. PUNTOS BLANCOS (WS), K. BANDA NEGRA (BBD), L. SINDROME BLANCO CARIBEÑO (CWS).</a>	12
<a href="#">FIGURA 3. VALORES DE <math>\Omega</math> ARAGONITA SIMILARES EN AMBAS ZONAS DE ESTUDIOS DE LOS AÑOS 2000,2005, 2008, 2010 Y 2011 NOAA.</a>	24
<a href="#">FIGURA 4. CARIBE MEXICANO. DEL LADO DERECHO SE MUESTRA LA UBICACIÓN DE AKUMAL Y MAHAHUAL EN EL ESTADO DE QUINTANA ROO. EN LA IMAGEN DERECHA SUPERIOR SE PUEDE OBSERVAR EL POLÍGONO DEL ÁREA DE ESTUDIO DE AKUMAL, AL NORTE DE QUINTANA ROO. LA IMAGEN DERECHA INFERIOR MUESTRA EL ÁREA DE ESTUDIO DE MAHAHUAL.</a>	37
<a href="#">FIGURA 5. MÉTODO DE FILMACIÓN DE VIDEOTRANSECTOS</a>	38
<a href="#">FIGURA 6. EJEMPLO DEL PATRÓN DE PUNTOS REPARTIDOS SISTEMÁTICAMENTE DURANTE UNA PAUSA EN UN CUADRO DEL VIDEO, Y DEL REGISTRO DE DATOS EN EXCEL.</a>	39
<a href="#">FIGURA 7. ESTACIONES DE AKUMAL, EN VERDE LAS ESTACIONES DEL 2000 Y EN ROJO LAS DEL 2010, A PARTIR DE LAS CUALES SE PAREARON LOS VIDEOTRANSECTOS PARA EL ANÁLISIS COMPARATIVO EN UN DECENIO.</a>	41
<a href="#">FIGURA 8. LOS ROMBOS MORADOS MUESTRAN LAS ESTACIONES MUESTREADAS EN EL 2001 Y 2011, DEBAJO DE LOS ROMBOS MORADOS SE ENCUENTRAN LAS ESTACIONES PAREADAS CON COLOR VERDE. LOS ROMBOS VERDES MUESTRAN LAS ESTACIONES MUESTREADAS EN EL 2011.</a>	42
<a href="#">FIGURA 9. EJEMPLO DE LA POSICIÓN DE LAS CADENAS (20 METROS IMAGEN IZQUIERDA, 16 METROS IMAGEN DERECHA) SOBRE EL RELIEVE DEL ARRECIFE SIGUIENDO LA Y CINTA DE 50M.</a>	49
<a href="#">FIGURA 10. SE MUESTRA UNA IMAGEN DE TIPO "SLC-OFF" (IMAGEN IZQUIERDA) EN LA CUAL SE OBSERVAN FALTANTES EN CIERTAS PARTES DE LA IMAGEN, MEDIANTE DOS IMÁGENES DEL MISMO AÑO SE CORRIÓ MEDIANTE EL PROCESO DE GENERACIÓN DE MOSAICOS GEORREFERIDOS CON EL SOFTWARE ENVI 4.7 (IMAGEN DERECHA).</a>	51
<a href="#">FIGURA 11. EL CONTEO DE COLONIAS MEDIANTE EL ANÁLISIS CONTINUO DEL VIDEO.</a>	55
<a href="#">FIGURA 12. COBERTURAS DE LOS GRUPOS FUNCIONALES EN EL FRENTE ARRECIFAL DE AKUMAL Q.ROO (ALGAS CAL/AR VERDES = ALGAS CALCÁREAS ARTICULADAS VERDES, ZOANTH/TUNIC = ZOANTIDOS Y TUNICADOS, ROCA/PAV/ACL = ROCA/ PAVIMENTO CALCÁREO/ALGAS CALCÁREAS INCRUSTANTES).</a>	56
<a href="#">FIGURA 13. COBERTURAS DE LOS GRUPOS FUNCIONALES EN LA PENDIENTE ARRECIFAL DE AKUMAL Q.ROO (ALGAS CAL/AR VERDES = ALGAS CALCÁREAS ARTICULADAS VERDES, ZOANTH/TUNIC = ZOANTIDOS Y TUNICADOS, ROCA/PAV/ACL = ROCA/ PAVIMENTO CALCÁREO/ALGAS CALCÁREAS INCRUSTANTES).</a>	57
<a href="#">FIGURA 14. COBERTURAS DE LOS GRUPOS FUNCIONALES EN EL FRENTE ARRECIFAL DE MAHAHUAL Q.ROO (ALGAS CAL/AR VERDES = ALGAS CALCÁREAS ARTICULADAS VERDES, ZOANTH/TUNIC = ZOANTIDOS Y TUNICADOS, ROCA/PAV/ACL = ROCA/ PAVIMENTO CALCÁREO/ALGAS CALCÁREAS INCRUSTANTES).</a>	58
<a href="#">FIGURA 15. COBERTURAS DE LOS GRUPOS FUNCIONALES EN LA PENDIENTE ARRECIFAL DE MAHAHUAL Q.ROO (ALGAS CAL/AR VERDES = ALGAS CALCÁREAS ARTICULADAS VERDES, ZOANTH/TUNIC = ZOANTIDOS Y TUNICADOS, ROCA/PAV/ACL = ROCA/ PAVIMENTO CALCÁREO/ALGAS CALCÁREAS INCRUSTANTES).</a>	59
<a href="#">FIGURA 16.COBERTURAS DE CORALES Y ALGAS DE TODAS LAS ESTACIONES DEL FRENTE Y PENDIENTE DE AKUMAL 2010/2000.</a>	60
<a href="#">FIGURA 17. COBERTURAS DE CORALES Y ALGAS DE TODAS LAS ESTACIONES DEL FRENTE Y PENDIENTE DE MAHAHUAL 2001/2011</a>	61
<a href="#">FIGURA 18. DENSIDAD DE COLONIAS /M<sup>2</sup> EN EL FRENTE ARRECIFAL AKUMAL, Q. ROO.</a>	62

<a href="#">FIGURA 19. DENSIDAD DE COLONIAS /M<sup>2</sup> EN LA PENDIENTE ARRECIFAL AKUMAL, Q. ROO.</a>	63
<a href="#">FIGURA 20. DENSIDAD DE COLONIAS /M<sup>2</sup> EN EL FRENTE ARRECIFAL MAHAHUAL, Q. ROO.</a>	64
<a href="#">FIGURA 21. DENSIDAD DE COLONIAS /M<sup>2</sup> DE LA PENDIENTE ARRECIFAL MAHAHUAL, Q. ROO.</a>	65
<a href="#">FIGURA 22. COBERTURA BENTÓNICA ZONAS ARRECIFALES AKUMAL 2000.</a>	67
<a href="#">FIGURA 23. COBERTURA BENTÓNICA ZONAS ARRECIFALES AKUMAL 2010.</a>	69
<a href="#">FIGURA 24. COBERTURA BENTÓNICA ZONAS ARRECIFALES MAHAHUAL 2001.</a>	71
<a href="#">FIGURA 25. COBERTURA BENTÓNICA ZONAS ARRECIFALES MAHAHUAL 2011.</a>	73
<a href="#">FIGURA 26. COMPARACIÓN COBERTURAS GRUPOS FUNCIONALES FRENTE AKUMAL 2000-2010.</a>	75
<a href="#">FIGURA 27. DIAGRAMA DE CAJAS Y BIGOTES DE COBERTURAS GGF DE AKUMAL FRENTE 2000-2010.</a>	75
<a href="#">FIGURA 28. COMPARACIÓN COBERTURAS GRUPOS FUNCIONALES PENDIENTE AKUMAL 2000-2010.</a>	76
<a href="#">FIGURA 29. DIAGRAMA DE CAJAS Y BIGOTES DE COBERTURAS GGF DE AKUMAL PENDIENTE 2000-2010.</a>	77
<a href="#">FIGURA 30. COMPARACIÓN COBERTURAS GRUPOS FUNCIONALES FRENTE MAHAHUAL 2001-2011.</a>	78
<a href="#">FIGURA 31. DIAGRAMA DE CAJAS Y BIGOTES DE COBERTURAS GGF DE MAHAHUAL FRENTE 2000-2010.</a>	78
<a href="#">FIGURA 32. COMPARACIÓN COBERTURAS GRUPOS FUNCIONALES PENDIENTE MAHAHUAL 2001-2011.</a>	79
<a href="#">FIGURA 33. DIAGRAMA DE CAJAS Y BIGOTES DE COBERTURAS GGF DE MAHAHUAL FRENTE 2000-2010.</a>	80
<a href="#">FIGURA 34. DIAGRAMA MDS DE LA COMPARACIÓN DE LAS COBERTURAS DE LOS GRANDES GRUPOS FUNCIONALES EN AKUMAL Y MAHAHUAL EN EL 2000-2001/2010-2011.</a>	82
<a href="#">FIGURA 35. DIAGRAMA MDS DE COMPORTAMIENTO DE LA VARIABLE COBERTURA DE CORAL DE AKUMAL Y MAHAHUAL EN EL 2000-2001/2010-2011.</a>	83
<a href="#">FIGURA 36. DIAGRAMA MDS DE COMPORTAMIENTO DE LA VARIABLE COBERTURA DE ALGAS DE AKUMAL Y MAHAHUAL EN EL 2000-2001/2010-2011.</a>	83
<a href="#">FIGURA 37. DIAGRAMA MDS DE COMPORTAMIENTO DE LA VARIABLE COBERTURA DE OCTOCORALES DE AKUMAL Y MAHAHUAL EN EL 2000-2001/2010-2011.</a>	84
<a href="#">FIGURA 38. DIAGRAMA MDS DE COMPORTAMIENTO DE LA VARIABLE ARENA/SEDIMENTO EN AKUMAL Y MAHAHUAL EN EL 2000-2001/2010-2011.</a>	85
<a href="#">FIGURA 39. COMPARACIÓN DE LA ESTRUCTURA COMUNITARIA EN EL TIEMPO DE LA ZONA ARRECIFAL DEL FRENTE DE AKUMAL.</a>	88
<a href="#">FIGURA 40. COMPARACIÓN DE LA ESTRUCTURA COMUNITARIA EN EL TIEMPO DE LA ZONA ARRECIFAL DE LA PENDIENTE DE AKUMAL.</a>	89
<a href="#">FIGURA 41. COMPARACIÓN EN EL TIEMPO DE LA ABUNDANCIA RELATIVA EN EL FRENTE DE MAHAHUAL, IMAGEN SUPERIOR CORRESPONDE AL 2001, INFERIOR AL 2011.</a>	91
<a href="#">FIGURA 42. COMPARACIÓN EN EL TIEMPO DE LA ABUNDANCIA RELATIVA EN LA PENDIENTE DE MAHAHUAL, IMAGEN SUPERIOR CORRESPONDE AL 2001, INFERIOR AL 2011.</a>	92
<a href="#">FIGURA 43.</a>	93
<a href="#">FIGURA 44. COMPARACIÓN ÍNDICE DE DIVERSIDAD SHANNON WEAVER.</a>	96
<a href="#">FIGURA 45. ÍNDICE DE DIVERSIDAD DEL FRENTE Y PENDIENTE DE AKUMAL Y MAHAHUAL EN UN DECENIO DE ESTUDIO.</a>	97
<a href="#">FIGURA 46. ÍNDICE DE ESTADO DE CONDICIÓN. AKF= FRENTE ARRECIFAL 2000/2010, AKP= PENDIENTE ARRECIFAL 2000/2010.</a>	98
<a href="#">FIGURA 47. ÍNDICE DE ESTADO DE CONDICIÓN. EL VALOR MÁS ALTO DEL ÍNDICE DE ESTADO DE CONDICIÓN SE OBSERVÓ EN EL FRENTE DE MAHAHUAL EN EL 2001(TRANSECTOS PAREADOS) .</a>	100
<a href="#">FIGURA 48. ÍNDICE DE ESTADO DE CONDICIÓN PARA CADA ESTACIÓN DE AKUMAL. EL MAPA REPRESENTA EL ESTADO DE CONDICIÓN DE CADA TRANSECTO, DONDE EL ROJO REPRESENTA EL ESTADO “CRÍTICO” Y EL VERDE EL ESTADO “MUY BIEN”, TAMBIÉN PUEDE OBSERVARSE EL DESARROLLO ANTROPOGÉNICO EN UN DECENIO.</a>	101
<a href="#">FIGURA 49. ÍNDICE DE ESTADO DE CONDICIÓN PARA CADA ESTACIÓN DE MAHAHUAL. EL MAPA REPRESENTA EL ESTADO DE CONDICIÓN DE CADA TRANSECTO, DONDE EL ROJO REPRESENTA EL ESTADO CRÍTICO Y EL VERDE MUY BIEN, TAMBIÉN PUEDE OBSERVARSE EL DESARROLLO ANTROPOGÉNICO EN UN DECENIO.</a>	102
<a href="#">FIGURA 50. COMPARACIÓN DEL ESTADO DE CONDICIÓN ZONAS ARRECIFALES DE AKUMAL Y MAHAHUAL, TRANSECTOS PAREADOS.</a>	103
<a href="#">FIGURA 51. ENFERMEDADES CORALINAS EN EL ARRECIFE DE AKUMAL, IMAGEN IZQUIERDA 2000, IMAGEN DERECHA 2010.</a>	104
<a href="#">FIGURA 52. ENFERMEDADES CORALINAS EN EL ARRECIFE DE MAHAHUAL, IMAGEN IZQUIERDA 2001, IMAGEN DERECHA 2011.</a>	106

<a href="#">FIGURA 53. ANÁLISIS DE CORRELACION ENTRE EL NÚMERO DE COLONIAS Y LA INCIDENCIA DE ENFERMEDADES CORALINAS.</a>	107
<a href="#">FIGURA 54. ÍNDICE DE ESTRUCTURA ARRECIFAL EN LA PENDIENTE DE AKUMAL.</a>	109
<a href="#">FIGURA 55. ÍNDICE DE ESTRUCTURA ARRECIFAL DEL FRENTE Y PENDIENTE DE MAHAHUAL 2001.</a>	110
<a href="#">FIGURA 56. ÍNDICE DE ESTRUCTURA ARRECIFAL EN LAS DIFERENTES ZONAS ARRECIFALES DE AKUMAL Y MAHAHUAL 2001/2011.</a>	111
<a href="#">FIGURA 57. IEA DEL ARRECIFE DE AKUMAL, IMAGEN IZQUIERDA EN EL 2000, IMAGEN DERECHA EN EL 2010.</a>	113
<a href="#">FIGURA 58. IEA ARRECIFE DE MAHAHUAL 2001 FIGURA IZQUIERDA, 2011 FIGURA DERECHA.</a>	114
<a href="#">FIGURA 59. CLUSTER PRODUCIDO MEDIANTE EL ANÁLISIS AGLOMERATIVO POR COEFICIENTE DE SIMILITUD DE GOWER PARA LA ESTACIONES DEL FRENTE Y PENDIENTE DEL ARRECIFE DE AKUMAL Y MAHAHUAL EN EL 2000.</a>	116
<a href="#">FIGURA 60. LA IMAGEN IZQUIERDA MUESTRA UNA BUENA CALIDAD Y BAJA NUBOSIDAD PARA AKUMAL, LA DEL LADO DERECHO UNA CON ALTA NUBOSIDAD E IGUAL CALIDAD, SE ELIGIÓ LA DEL LADO DERECHO.</a>	117
<a href="#">FIGURA 61. IMAGEN COMPUESTA DE LA ESCENA COMPLETA 2002 CON UNA NUBOSIDAD DEL 17% Y CALIDAD DE 9% (USGS), RECORTE DEL ÁREA DE INTERÉS DE AKUMAL.</a>	118
<a href="#">FIGURA 62. ÁREA DE ESTUDIO DE AKUMAL CON DIFERENTE COMBINACIÓN DE BANDAS.</a>	118
<a href="#">FIGURA 63. ÁREA DE INTERÉS EXCLUYENDO LA PARTE MARINA (IMAGEN DERECHA).</a>	119
<a href="#">FIGURA 64. PROCESO DE PANSHARPENING SOBRE IMAGEN AKUMAL 2002, EL PROCESO SE APRECIA MEJOR AL REALIZAR UN ZOOM EN LA IMAGEN QUE ES CUANDO SE OBSERVAN, POR EJEMPLO, MÁS DELIMITADAS LAS LÍNEAS DE CARRETERA.</a>	120
<a href="#">FIGURA 65. DIFERENCIA ENTRE EL VECTOR OBTENIDO A PARTIR DE LA IMAGEN LANDSAT-7 ETM Y EL VECTOR OBTENIDO DE LA IMAGEN IKONOS. ROJO QUE REPRESENTA.</a>	121
<a href="#">FIGURA 66. EN LA IMAGEN SE MUESTRAN LAS DIFERENCIAS AL EXTRAER EL ÁREA MODIFICADA DE UNA IMAGEN LANDSAT (AMARILLO) CON UNA IMAGEN IKONOS (AZUL).</a>	121
<a href="#">FIGURA 67. RECORTES DE AKUMAL, EN EL 2010 PRESENTÓ UN AUMENTO DE 1311 HECTÁREAS MODIFICADAS POR ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS, EN RELACIÓN AL ÁREA ESTIMADA PARA EL 2000 (IMAGEN IZQUIERDA) AL 2010 (IMAGEN DERECHA), CON UN AUMENTO DEL 192%.</a>	125
<a href="#">FIGURA 68. RECORTES DE MAHAHUAL, EN EL 2011 PRESENTÓ UN AUMENTO DE 569 HECTÁREAS MODIFICADAS POR ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS, EN RELACIÓN AL ÁREA ESTIMADA PARA EL 2000 (IMAGEN IZQUIERDA) AL 2011 (IMAGEN DERECHA), CON UN AUMENTO DEL 203%.</a>	125
<a href="#">FIGURA 69 ANEXO 1. AUMENTO DE LA COBERTURA DE MACROALGAS EN LOS ARRECIFES BORDEANTES DEL CARIBE MEXICANO.</a>	167
<a href="#">FIGURA 70 ANEXO 7. COMPORTAMIENTO AGRESIVO ENTRE GÉNEROS, PARTE SUPERIOR ESTA LA MÁS AGRESIVA, Y EN LA PARTE INFERIOR LA MENOS AGRESIVA.</a>	178
<a href="#">FIGURA 71 ANEXO 9. COLONIAS AFECTADAS POR BLANQUEAMIENTO EN AKUMAL 2000-2010.</a>	181
<a href="#">FIGURA 72. ANEXO 10. COLONIAS AFECTADAS POR BLANQUEAMIENTO EN MAHAHUAL 2000-2010.</a>	181

<a href="#">TABLA 1. PARÁMETROS AMBIENTALES DE LOS ARRECIFES DE AKUMAL Y MAHAHUAL, PROMEDIO ANUAL. DATOS DEL WORLD OCEAN ATLAS (NOAA, 2005 EN CHÁVEZ-HIDALGO, 2009).</a>	23
<a href="#">TABLA 2. INFORMACIÓN DE RANGOS ESPECTRALES DE CADA BANDA DEL SENSOR ETM+ DEL SATÉLITE LANDSAT 7.</a>	27
<a href="#">TABLA 3. RANGO DE DATOS PARA CADA UNO DE LOS INDICADORES PROPUESTOS A PARTIR DE ESTUDIOS ANTERIORES. DONDE SE ESTABLECIERON RANGOS DESDE 1 (CRÍTICO) HASTA 5 (MUY BIEN) PARA EL VALOR PROMEDIO DE CADA INDICADOR.</a>	45
<a href="#">TABLA 4. LISTA DEL ÍNDICE POTENCIAL DE PRESERVACIÓN DE ESTRUCTURA CORALINA (IPPEC) POR ESPECIE DE CORALES ESCLERACTINIOS.</a>	47
<a href="#">TABLA 5. EJEMPLO DE COMBINACIONES DE BANDAS EMPLEADAS EN EL ANÁLISIS VISUAL DE IMÁGENES SATELITALES (FERNÁNDEZ-COPPEL ET AL., 2001).</a>	52
<a href="#">TABLA 6. LISTA DE LOS GRANDES GRUPOS FUNCIONALES.</a>	54
<a href="#">TABLA 7. COBERTURA DE GRANDES GRUPOS FUNCIONALES AKUMAL 2000.</a>	66
<a href="#">TABLA 8. COBERTURA GRANDES GRUPOS FUNCIONALES FRENTE Y PENDIENTE AKUMAL 2010.</a>	68
<a href="#">TABLA 9. COBERTURA GRANDES GRUPOS FUNCIONALES MAHAHUAL FRENTE Y PENDIENTE 2001.</a>	70
<a href="#">TABLA 10. COBERTURA GRANDES GRUPOS FUNCIONALES FRENTE Y PENDIENTE MAHAHUAL 2011.</a>	72
<a href="#">TABLA 11. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LAS DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES CORALINAS.</a>	94
<a href="#">TABLA 12. VALORES DE LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y EQUITATIVIDAD.</a>	95
<a href="#">TABLA 13. ÍNDICE DE ESTRUCTURA ARRECIFAL FRENTE Y PENDIENTE AKUMAL 2000.</a>	108
<a href="#">TABLA 14. ÍNDICE DE ESTRUCTURA ARRECIFAL FRENTE Y PENDIENTE MAHAHUAL 2000.</a>	110
<a href="#">TABLA 15. VALOR DE LOS INDICADORES EVALUADOS PARA EL CÁLCULO DEL ÍNDICE DE ESTRUCTURA ARRECIFAL (IEA).</a>	112
<a href="#">TABLA 16. NÚMERO DE ESTACIONES CORRESPONDIENTES A CADA HÁBITAT DEL ARRECIFE DE AKUMAL.</a>	115
<a href="#">TABLA 17. NÚMERO DE ESTACIONES CORRESPONDIENTES A CADA HÁBITAT DEL ARRECIFE DE MAHAHUAL.</a>	115
<a href="#">TABLA 18. ÁREA MODIFICADA POR ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS EN EL SITIO DE ESTUDIO AKUMAL.</a>	123
<a href="#">TABLA 19. ÁREA MODIFICADA POR ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS EN EL SITIO DE ESTUDIO MAHAHUAL.</a>	124
<a href="#">TABLA 20. MODIFICACIÓN EN EL TIEMPO EN EL PAISAJE DE LA ZONA COSTERA EN HECTÁREAS, POBLACIÓN, COBERTURA CORALINA, COBERTURA DE ALGAS, IEA, IEC Y DIVERSIDAD.</a>	127

## Resumen

El incremento en el desarrollo turístico y urbano de la zona costera de Quintana Roo, en México, ha ocasionado cambios e incrementos en el uso de suelo, y los efectos asociados a estos incrementos (aumentos en la presión pesquera, en aporte de nutrientes, en la tasa de sedimentación, en la concentración de contaminantes y patógenos) han contribuido a la degradación de los arrecifes en la zona. Esta investigación se enfoca en un análisis comparativo del estado de condición arrecifal, y de las comunidades coralinas, entre dos arrecifes bajo condiciones y presiones ambientales similares, pero bajo presiones antropogénicas históricas y actuales diferentes durante un decenio de diferencia. Akumal fue seleccionado por ser un ejemplo de modificación del paisaje y presiones asociadas a actividades humanas a lo largo de décadas; Mahahual, es un ejemplo de un arrecife sujeto a un alto flujo turístico, pero con modificaciones a la costa relativamente menores en términos de tiempo y desarrollo urbano. El análisis comparativo entre las comunidades coralinas y de estructura tridimensional en ambos arrecifes se llevó a cabo mediante la aplicación del índice de estructura arrecifal (IEA) calculado con datos de campo colectados mediante videotransectos e incorporando la comparación del estado de condición en el período de estudio. La estimación espacial de la modificación antrópica en la porción terrestre de la zona costera y su tasa de cambio, se plantea como indicador de presión humana sobre el arrecife y se correlaciona con el estado de condición arrecifal y el IEA. Este análisis espacial se llevó a cabo mediante el uso de imágenes de satélite y técnicas de percepción remota y SIG. La utilización de este indicador espacial puede brindar bases para mejorar la toma de decisiones en manejo de zonas costera. Akumal presentó un aumento en el área terrestre modificada de 192% y Mahahual presentó un aumento de 190%. El estado de condición que presentó Mahahual en el 2001 fue “malo”, en el 2011 se clasificó como crítico. Akumal en el 2000 se clasificó como estado “regular” en el frente y “malo” en la pendiente, en el 2010 el estado de condición de Akumal se clasificó como crítico en ambas zonas arrecifales. En el 2010 Akumal presentó un IEA de  $5.77 \pm 4.11$  y Mahahual  $7.50 \pm 6.46$ , el máximo valor de IEA calculado es de 56.39. Estos nos indican que Akumal ha estado y sigue estando sujeto a un estrés mayor que Mahahual.

## 1. Introducción

Un arrecife coralino es una estructura porosa conformada por esqueletos calcáreos de corales, algas coralinas, se compone de corales hermatípicos escleractinios y de bioconstructores (Glynn, 1973). Los sedimentos generados a través de procesos de bioerosión y disolución derivados de los corales y de las algas verdes calcáreas, como *Halimeda*, se adhieren mediante los cementos intersticiales inorgánicos y orgánicos de algas coralinas incrustantes (Rhodophyta), esponjas, briozoarios y foraminíferos incrustantes como *Gypsina* (Glynn, 1973; Masselink & Hughes, 2003; Tunnell et al., 2010). Los arrecifes de coral modernos consisten en una estructura básica formada principalmente por corales escleractinios, donde se atrapan los sedimentos producidos por los procesos de esqueletogénesis y bioerosión (Tunnell et al., 2010). El primer componente de los grandes bloques constructores de arrecifes es la masa de grandes colonias hermatípicas y de corales cuyas estructuras calcáreas se mantienen formando el interior del arrecife (Blanchon y Jones, 1997; Van Woesik et al., 1997). Cada coral está constituido por una colonia de pólipos con una anatomía muy básica. Los pólipos secretan carbonato de calcio, que depositan en el esqueleto en forma de aragonita por medio del tejido (Glynn, 1997; Wood, 1998).

Todos los corales escleractinios constructores se caracterizan por una alta y rápida calcificación debido a las zooxantelas, organismos endosimbiontes que proveen al coral de O<sub>2</sub>, proteínas (alanina), carbohidratos (glucosa), lípidos (glicerol), mientras los corales proveen a las zooxantelas de productos metabólicos como CO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>, inorgánico PO<sub>4</sub> (Muller Parker y D'Elia, 1997). El balance ecológico entre los corales y su alga es muy sensible a cambios en las condiciones ambientales (Knowlton, 2001; Weis, 2009). Mediante la capacidad para depositar carbonato de calcio en sus esqueletos, dan origen a colonias de diversas formas y tamaños, presentando una alta plasticidad. La estructura morfológica varía en cuanto a géneros y especies, además las variaciones de formas en colonias de la misma especie son el resultado de la interacción con otros organismos y del medio ambiente (Done, 1983). El tamaño de una colonia depende, en general, de sus adaptaciones y éxito de sobrevivencia, en función de los

recursos disponibles y el nivel de perturbación al que está expuesta la colonia. (Glynn, 1976; Done, 1983).

Las diferentes estrategias de crecimiento permiten a estos organismos construir esqueletos más densos lejos de insumos terrígenos. En la parte del arrecife donde la actividad de los micro-horadadores es alta, estos organismos tienen repercusiones en la abundancia, diversidad y distribución de los corales masivos constructores (Carricart-Ganivet, 2007). Las especies que forman colonias grandes son consideradas como constructoras primarias, *Porites* y *Orbicella* son de los principales géneros de corales masivos constructores de los arrecifes en el Indo Pacífico y en el océano Atlántico respectivamente (Carricart-Ganivet, 2007). Aquellas especies que forman colonias pequeñas y tienen esqueletos más frágiles son constructoras secundarias (Goreau, 1963).

La reproducción de los corales puede ser asexual y sexual, comúnmente son hermafroditas con desarrollo simultáneo de gametos femeninos y masculinos (Chávez-Romo y Reyes-Bonilla, 2007). En el caso de la reproducción asexual se dividen intratentacularmente en los extremos y continúan dividiéndose formando colonias de pólipos; otros corales se reproducen a partir de una rama del coral que se rompe, fragmentación, y se une al sustrato dando lugar a la formación de una nueva colonia (Shepard *et al.*, 2009). La reproducción sexual se lleva a cabo por medio del lanzamiento de huevos y espermias para su fertilización, una vez fertilizado el embrión se convierte en una larva que se asienta y forma una estructura rocosa en el fondo marino, posteriormente son colonizados por las algas simbiotas y producen el carbonato de calcio que forma el esqueleto para desarrollarse en lo que se conoce como corales bioconstructores (Chávez y Reyes Bonilla, 2007; Shepard *et al.*, 2009). Independientemente de la densidad de los gametos, cambios en las condiciones ambientales pueden reducir la fertilización, y por lo tanto disminuir la reproducción. Cambios en la química del mar inhiben el éxito de reclutamiento, la entrada de nutrientes interrumpe la reproducción, elevadas cantidades de nitrógeno producen huevos pequeños y en menor cantidad (Ward & Harrison, 2000; Knowlton, 2001; Cox & Ward, 2002; Erez *et al.*, 2011).

La composición y estructura de las comunidades arrecifales responden a factores ecológicos locales y a perturbaciones a las que están expuestas. Mientras que las perturbaciones naturales como los ciclones, blanqueamiento de coral, cambios en el nivel del mar, corrientes fluviales, aumentan junto con el cambio climático global, aumentan también las perturbaciones artificiales, como la contaminación ocasionada por actividades antropogénicas, sobrepesca, incremento de las tasas de sedimento y nutrientes provenientes de la agricultura y vertimientos urbanos, aumento en la enfermedad de corales (Wilkinson, 2004; Wilkinson y Souther, 2008; Caballero *et al.*, 2009). Las perturbaciones naturales y antropogénicas pueden modificar la dominancia tanto de las especies y géneros coralinos como de taxas (coralina a algal). Los daños físicos y biológicos ocasionados por catástrofes naturales en zonas costeras frecuentemente se recuperan con el tiempo. Sin embargo, las perturbaciones adicionales a las que son sometidos los sistemas disminuyen la resiliencia de los arrecifes (Lough, 2010). Las estructuras de coral afectadas vuelven a desarrollarse, sin embargo cuando existen condiciones de estrés adicional como el calentamiento global y las ocasionadas por perturbaciones asociadas a actividades antropogénicas, este proceso se hace más lento o se anula completamente. Las perturbaciones físicas y biológicas que conllevan a una mortalidad de corales rara vez llevan consigo asentamiento de otras especies constructoras de coral (Done, 1983; Lough, 2010).

La densidad de colonias de coral está sujeta a fluctuaciones sobre recursos bióticos y abióticos por cambios en un periodo corto de las condiciones ambientales y de los factores ecológicos. El número de colonias por unidad de área constituye un indicador de calidad del hábitat arrecifal, si es alto, se asume que en el hábitat hay algo que está beneficiando a las comunidades coralinas. Un cambio en la población de invertebrados herbívoros y peces puede producir efectos marcados sobre otras comunidades arrecifales en poco tiempo, una baja población de herbívoros, como del erizo *Diadema*, se refleja en la disminución de reclutamiento de corales, evitando la recuperación de los corales cuando sufren algún tipo de daño (Alcolado *et al.*, 2010; Glynn, 1973; Glynn, 1976; Done, 1983). La escasez de peces herbívoros de mediana y gran talla por una alta presión pesquera contribuye a una mayor cobertura algal y con ello a una disminución de la cubierta coralina y de la complejidad estructural del arrecife (Durán y Claro, 2009). La evolución de peces herbívoros modernos en los arrecifes es un prerrequisito para la

dominancia de corales. Los organismos herbívoros, algas y corales pueden ser vistos como un triángulo interactivo de la salud del arrecife, los herbívoros controla la dominancia de las algas que compiten por espacio, permitiendo a los corales constructores asentarse y crecer (Hixon, 1996).

Las comunidades coralinas en bahías protegidas y bordeantes costeras en el Caribe mexicano han sido de gran interés para su estudio debido a que en estos lugares pueden encontrarse corales de gran tamaño, muy antiguos, con una alta densidad, y por los cambios que sufren por presiones naturales y antropogénicas, esto la hace una región importante para probar hipótesis y analizar las respuestas de las comunidades bentónicas a dichos impactos (Donde, 1983; Aronson *et al.*, 1994; Hughes y Connell, 1999; Bastida *et al.*, 2000). Jordán-Dahlgren 2002; Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez 2003). Este estudio realiza una evaluación del estado general de condición de dos arrecifes coralinos en la región del Caribe mexicano, con el objetivo de comparar el cambio de las comunidades bentónicas de ambos arrecifes y su correlación con la modificación antropogénica de las zonas costeras adyacentes, bajo el supuesto de una vulnerabilidad similar de ambos arrecifes a presiones naturales.

## **2. Marco teórico**

### **2.1 Zonación**

Las condiciones ambientales en las que los corales se desarrollan crean zonas distintivas de ciertas especies asociadas que pueden ser reconocidas en áreas geográficas. Las variaciones en la estructura arrecifal son evidentes y existen diferencias cualitativas en la composición de las especies hermatípicas (Glynn, 1973). El gradiente del movimiento del agua, y de la luz, se ha considerado como determinante para la zonación, la biota muestra una zonación que refleja su respuesta a la energía del oleaje y la intensidad luminosa a distintas profundidades (Done, 1983). Existen varios esquemas para representar la zonación basándose en la diversidad de especies de coral, área de cobertura, tamaño y aglomeración de colonias, y patrones de distribución (Done, 1983). El rango de las condiciones ambientales definen la zonación, por ejemplo, el movimiento del agua puede brindar alimento y remover los desechos, pero también puede llegar a destruir los corales dependiendo de la forma de los corales, de su resistencia y magnitud del fenómeno (Done, 1983). Dependiendo de los recursos y de la adaptación al estrés se crean diferentes asociaciones de especies en diferentes partes del arrecife, el resultado de esta interacción entre los organismos y su medio ambiente es lo que define la zonación de los corales y la estructura comunitaria del arrecife. Los factores ecológicos que controlan los atributos de la comunidad, estructura de la comunidad, cobertura total, diversidad, organización espacial, dominancia y distribución de clases de talla y el desarrollo de fauna bentónica, son las relaciones interespecíficas de competencia por substrato, y el ramoneo por peces coralívoros (Done, 1983; Tunell *et al.*, 2010). Las especies presentan fidelidad topográfica a ciertas zonas, lo que da lugar a las comunidades zonales, esta fidelidad puede también estar relacionada a la incompatibilidad de algunas especies con otras (Done, 1983). Para determinar los patrones en la estructura de las comunidades no basta con sumar las respuestas de especies independientes al medio ambiente, es necesario identificar las especies dominantes, ausencia de éstas, identificar las especies diferenciales y características, forma de crecimiento, especies constantes y accidentales (Glynn, 1976; Done, 1983; Tunnell *et al.*, 2007). La zonación

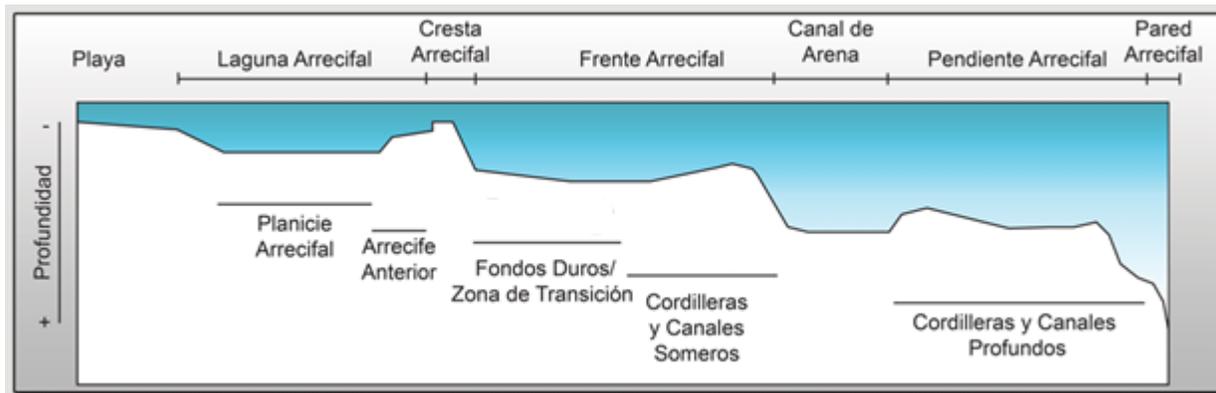
ecomórfica está en función de las diferentes formas de crecimiento que adoptan las especies dependiendo de la zona en la que se encuentren (Done, 1983). Un patrón de zonación puede ser único para un lugar en particular, para la pendiente o la zona de transición, o puede ser característico de todo el sistema arrecifal.

La clasificación de los arrecifes coralinos se basa en su forma y cercanía a la costa (Chávez e Hidalgo, 1988). El estudio sobre la distribución de especies se lleva a cabo dividiendo el arrecife, dependiendo del tipo de arrecife, bordeante, de barrera, o atolón (NOAA, 2011). Un arrecife bordeante puede dividirse en laguna arrecifal, arrecife anterior, cresta, zona de transición, cordilleras y canales, bancos de arena y pendiente arrecifal (figura 1), o solo en laguna, frente y pendiente (Garza Pérez, 2004; Díaz, 2005). Las diferentes zonas arrecifales presentan características heterogéneas, creando diferentes hábitats dominados por comunidades adaptadas al tipo e intensidad de los factores físicos ambientales de la zona, por ejemplo, las diferencias en los patrones de zonación entre sotavento y barlovento está en la adaptación de los organismos a la acción del oleaje (Jordán- Dahlgren, 1993; Garza Pérez, 2004; Tunnell et al., 2007).

**Laguna arrecifal.** En esta zona se depositan gradualmente los sedimentos provenientes de la erosión de los arrecifes periféricos, la mayoría de los fondos de las lagunas están cubiertas por arenas biodetríticas. Ocurre un desarrollo de estructuras coralinas en forma de arrecifes de parche, presentando fondos vegetados por macroalgas, pastos marinos y de estructuras arrecifales constituidas por distintas asociaciones de corales y otros organismos (Gesiter, 1983).

**Frente Arrecifal: Planicie arrecifal o zona de transición y sistema de cordilleras y canales.** Presentan cinturones de corales con baja cobertura y diversidad, generalmente se encuentra dominada por una o dos especies características. Esta zona está uniformemente expuesta a altos niveles de luz, su distribución está en función al tipo de substratos, elevación, exposición a la marea, corrientes, o a agua relativamente estacionaria (Done, 1983). Es una zona donde una diferencia de elevación de pocos centímetros puede modificar el substrato, o el régimen hidrodinámico, ocasionando cambios en la composición de especies o dominancia. En esta zona pueden dominar las formas ramificadas o masivas (figura1) (Pichon, 1978; Done, 1983).

**Pendiente.** La zonación es más fina que en la zona de transición, los corales se dividen en dos conjuntos de especies las cuales se distribuyen según la batimetría y se dividen en especies de superficie y no superficie, las especies de superficie tiene su máxima diversidad a diferentes profundidades dependiendo del oleaje y la iluminación. La zona profunda es menos diversa, y contiene tanto especies hermatípicas como ahermatípicas, estas especies no presentan alta plasticidad que les permita sobrevivir al mecanismo de estrés asociado al oleaje, al menos que cuenten con zonas protegidas (figura 1) (Wells, 1954; Done, 1983).



**Figura 1.** Diagrama de la zonación arrecifal representativa de Akumal Y Mahahual, donde el frente arrecifal está compuesto por los fondos duros/zona de transición, cordilleras y canales someros, y la zona de pendiente arrecifal está compuesta por cordilleras y canales profundos, obtenido de: <[http://realreefs.sisal.unam.mx/?page\\_id=76](http://realreefs.sisal.unam.mx/?page_id=76)> (Garza Pérez, 2012).

## 2.2 Enfermedades

Las enfermedades de corales son alteraciones de la función o estructura normal de cualquier parte de la colonia. Se describen por su morfología, coloración, formas y lesiones que causan, ya que de otra manera se necesitarían trabajos de laboratorio para su identificación (Work *et al.*, 2006). Las lesiones causadas por microorganismos constituyen el porcentaje más alto de afecciones coralinas. La prevalencia de enfermedades en especies coralinas puede estar relacionada a la presencia de patógenos infecciosos como las bacterias y los hongos, además del estrés causado por aumento en la temperatura, en la radiación ultravioleta, disminución de nutrientes, mutación genética, o por la combinación de estos (Bruno *et al.*, 2007). Las primeras enfermedades en ser reportadas en el Caribe fueron la de banda blanca, banda negra y plaga blanca (Bruckner, 2003). En el mar Caribe se reportan principalmente nueve enfermedades,

banda blanca tipo I y II, plaga blanca tipo I, II y III, banda negra, viruela blanca, banda amarilla, manchas oscuras, siendo las más comunes la de banda negra, banda blanca, banda amarilla, y la de manchas negras (figura 2) (Sutherland *et al.*, 2004).

La enfermedad de banda blanca infecta en el Caribe al género *Acropora* (*A. palmata* y *A. cervicornis*) uno de los principales géneros de corales constructores de arrecifes (figura 2. B). La enfermedad causa que el tejido se separe del esqueleto 5mm al día, aunque puede avanzar más rápido, generalmente comienza en la base de la colonia y progresa hacia las ramificaciones. El área de esqueleto expuesto es colonizada por algas en pocos días. Se han identificado varios agentes que causan esta enfermedad incluyendo especies del género *Vibrio*, *Pseudoalteromonas* y *Bacillus*. Un cambio en la comunidad bacteriana de toda la colonia coralina ocurre cuando un coral es infectado por banda blanca, incluyendo el tejido que aparentemente está sano incluso varios centímetros de donde está la lesión. Bacterias, hongos y protozoarios que han sido encontrados en la zona infectada, también han sido encontradas en corales que están aparentemente sanos variando en proporción (Hasbullah *et al.*, 2012; Pollock *et al.*, 2011; Bruckner, 2003). El patógeno oportunista antrópico *Serratia marcescens*, que causa en el humano infecciones urinarias, meningitis y neumonía, también ha contribuido a la pérdida los corales del género *Acropora* por medio de la enfermedad de viruela blanca, las lesiones de esta enfermedad se debe a la pérdida de tejido que se manifiesta como manchas blancas con formas irregulares a lo largo de la colonia, estas puede unirse y extenderse (figura 2. I) (Patterson *et al.*, 2010).

La enfermedad de banda negra y la plaga de tipo II son la causa de la muerte de corales masivos como los cerebro, el trabajo de microbiólogos ha mostrado que la causa de la plaga tipo II es la bacteria *Sphingomonas*, y la principal causa de banda negra es ocasionada por una cianobacteria *Phormidium corallyticum*, en combinación con bacterias sulfido oxidativa *Beggiatoa spp.*, reductoras de sulfuro *Desulfovibrio ss.*, el tejido del coral muere por estos microorganismos. La infección normalmente comienza en áreas depredadas por caracoles, equinodermos, peces, briozoarios, entre otros depredadores, es por esto que se evalúa la depredación (figura 2. Plaga blanca C, banda negra K). Es raro encontrar corales afectados con

esta enfermedad en zonas con mucho oleaje (Knowlton, 2001; Bruckner, 2003; Weil y Hooten, 2008).

La enfermedad de banda amarilla comienza decolorando el coral con un color amarillo claro, conforme esta mancha amarilla avanza las zooxantelas van muriendo, la causa de esta enfermedad es un material cristalino que se ha observado dentro de los pólipos pero se desconoce que es este material (figura 2. F) (Work et al., 2006; Bruckner, 2003). La enfermedad de la banda roja como su nombre lo indica comienza con una línea o filamento rojo formado por cianobacterias que avanza lentamente en la superficie del coral matando el tejido muerto conforme avanza, aparentemente esta enfermedad es causada por dos diferentes tipos de cianobacterias *Schithothrix* y *Spirulina*. Sin embargo estudios sobre la estructura genética de RBDI, indican que está más relacionado con las cianobacterias *Oscillatoria* y *Gloeotheca-Gloecapsa* (figura 2. A) (Bruckner, 2003).

Existen algunos crecimientos irregulares entre los corales conocidos como hiperplasia y neoplasma, este último es un tipo de tumor que crece en el coral. La enfermedad de síndrome blanco Caribeño ocasiona pérdida de tejido, se observa como parches, o banda blanca con formas irregulares que están en contacto con tejido vivo, la zona de tejido muerto es colonizada por algas, se distribuye en el Caribe (Weil y Hoote, 2008). La hiperplasia es un área de crecimiento acelerado en el pólipo del coral y resulta en una distorsión del coralito y otras malformaciones (figura 2. E) (Bruckner, 2003). Algunas lesiones no son más que depredaciones de peces, equinodermos y otros invertebrados. La apariencia puede variar de acuerdo con la profundidad, estación y localidad geográfica. Un coral puede presentar varias enfermedades simultáneamente. Las enfermedades a corto plazo causan mortalidad de tejido coralino (y por consecuencia pérdida de cobertura coralina), y a largo plazo, propician cambios en la estructura de las comunidades, diversidad de especies y asociación de organismos (Pollock *et al.*, 2011; Bruckner, 2003; Weil y Hooten, 2008).

Se ha comprobado que los agentes causales de algunas de las enfermedades de los corales como la enfermedad de viruela blanca, entre otras, se derivan de actividades antrópicas. Existe un vínculo entre esta enfermedad coralina y la contaminación de aguas residuales que

descargan en el mar, el patógeno que causa esta enfermedad se ha encontrado en seres humanos, por lo que éstos pueden ser una fuente probable de la enfermedad en las colonias (Patterson, 2010; Sutherland *et al.*, 2010). El trabajo de los paleontólogos sobre registros fósiles no ha encontrado evidencia sobre procesos epizoóticos de banda blanca en por lo menos los últimos mil años, lo que indica que es una enfermedad que se presenta en los últimos años en los corales (ISRS, 2004). El hongo *Aspergillus sydowii* puede estar relacionado a las actividades humanas, este hongo ha sido introducido en el mar a través de descargas de agua dulce contaminada (ríos y filtraciones subterráneas), infectando a las poblaciones de corales, especialmente *Gorgonias* (Bruckner, 2003). Las enfermedades coralinas son efectos medibles de la explotación humana por cambios en la calidad del agua (Pandolfi *et al.*, 2011). Se ha documentado que los corales han desaparecido dramáticamente como consecuencia de las actividades humanas, del deterioro de la calidad del agua, además de por razones naturales (Bruckner, 2003; Garza Pérez, 2004). Los procesos epizoóticos son una amenaza para la salud de la comunidad arrecifal. Recientemente se han registrado observaciones epizoóticas que demuestran que las enfermedades en los arrecifes pueden devastar la población y actuar como agentes de cambios rápidos en la estructura comunitaria (ISRS, 2008). Estas enfermedades en los corales limitan su capacidad para resistir los efectos del cambio climático (ISRS, 2008). La relación gasto energético y energía adquirida determina la energía invertida en crecer y regenerar tejidos lesionados.



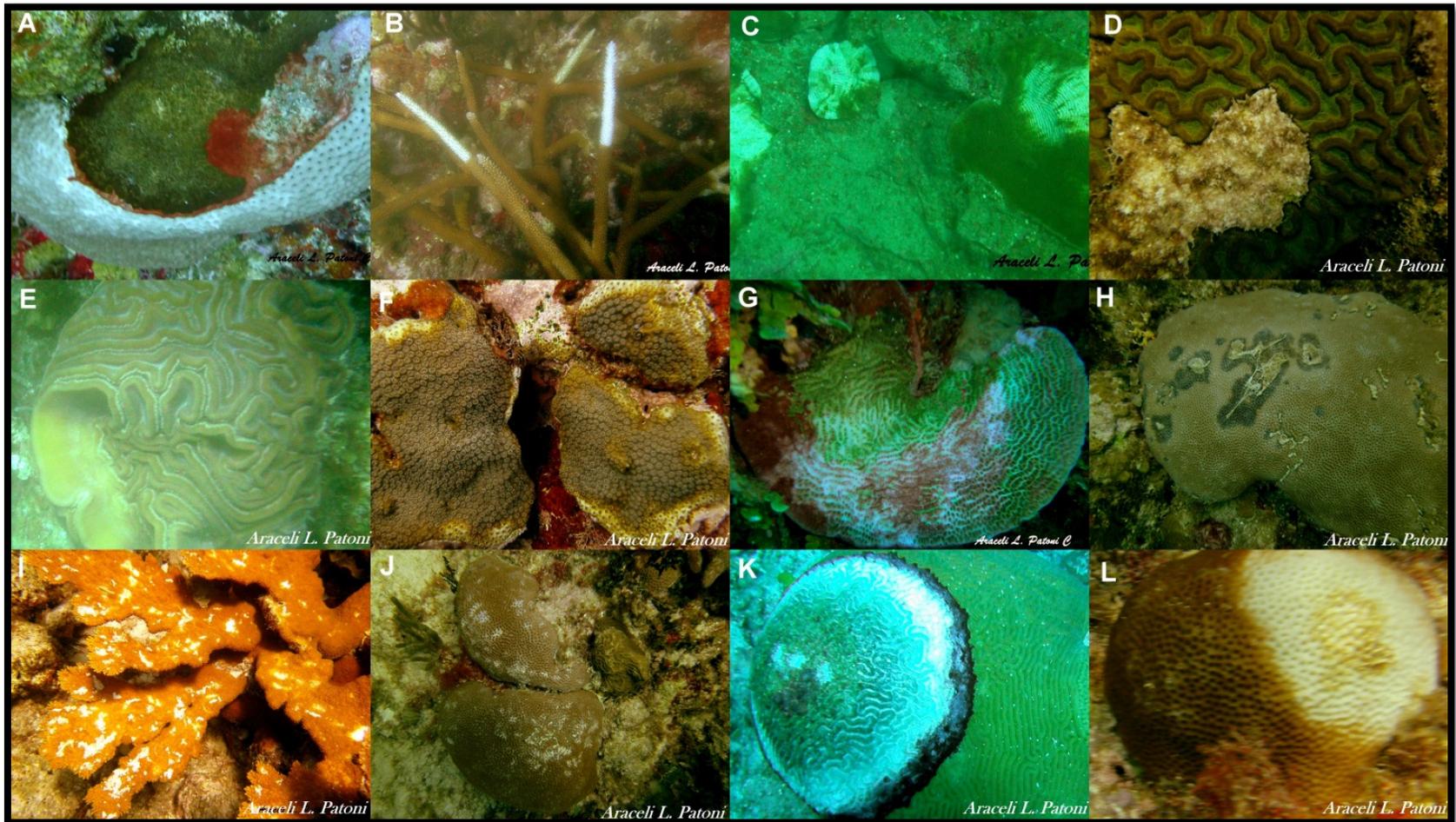


Figura 2. Enfermedades de corales, en paréntesis sus siglas en inglés. A.Banda roja (RB), B.Banda 3.blanca (WBD), C.Plaga blanca (WP), D.Enfermedad banda de color infección por ciliados (CCL), E.Crecimiento irregular (Hperplasma/neoplasma), F. Banda amarilla (CYBD), G.Salud comprometida (CHC), H. Puntos negros (DSD), I.Viruela blanca (WPA), J. Puntos blancos (WS), K. Banda negra (BBD), L. Síndrome blanco caribeño (CWS).

### 2.3 Cambio climático y blanqueamiento de coral.

Durante el ciclo biogeoquímico del carbono se lleva a cabo una adición del CO<sub>2</sub> atmosférico al océano. Aproximadamente 30% del CO<sub>2</sub> atmosférico entra al océano, los carbonatos tornan a ácidos carbónicos y posteriormente a iones de carbonato produciéndose un cambio en la química del océano, principalmente en el pH y saturación de aragonita, lo que ocasiona cambios en los sistemas biológicos, reduciendo la vida de larvas, alterando la producción primaria, reduciéndose la calcificación, entre otros efectos en los organismos (Lough, 2011; Hönisch, 2012). La presión parcial de CO<sub>2</sub>, junto con los factores nutrientes, turbidez y variabilidad de la alcalinidad, regulan la concentración, disolución y precipitación de CaCO<sub>3</sub>. La alcalinidad es controlada por la adición o eliminación de agua dulce (escorrentía, precipitación, deshielo y evaporación) (Manzello, 2008; Manzello *et al.*, 2008). El calentamiento global ocasiona mayores entradas de agua dulce desde la tierra debido al aumento de flujos de los ríos, precipitaciones más extremas, aumento en la intensidad de los huracanes así como aumento en el nivel del mar, erosión de costa y mayor oleaje de tormenta (Lough, 2011).

Los corales constructores de arrecifes, así como numerosas especies que los habitan, moluscos, poliquetos, protistas, y otros taxos son hospederos del simbiote dinoflagelado del género *Symbiodinium*. Se ha publicado que esta especie de zooxantela *Symbiodinium*, tiene diferentes niveles de tolerancia ante el estrés térmico, relacionado con la biomasa de tejido (expresado como proteínas), y la pérdida de reservas del mucus secretado por los corales (Fitt *et al.*; 2009). Modificaciones ambientales, como el cambio climático, que conduzcan a alta temperaturas del agua y alta irradiación solar, alteran esta simbiosis con la zooxantela, dando como resultado una sobreproducción de radicales de oxígeno, que conlleva al daño celular en el simbiote y su hospedero, lo que puede producir la pérdida de este dinoflagelado blanqueándolo mientras es expuesto a altas temperaturas, sin embargo colonias de la misma, o diferente, especie pueden presentar una coloración normal en las mismas condiciones en el mismo arrecife. Esta diferencia de tolerancia no ha sido del todo explicada aun debido a la sinergia que existe entre el efecto del estrés térmico y la radiación solar, y de las diferencias fisiológicas entre los corales

y sus simbioses (Edmunds, 1994; Hoegh-Guldberg and Salvat, 1995; Marschall y Baird, 2000; Baker *et al.*, 2008; Fitt *et al.*, 2009; Fitt *et al.*, 2001.). La pérdida de la zooxantela contenida en el tejido coralino, o la reducción de los pigmentos fotosintéticos el coral pierde el color hasta blanquearse (Baker *et al.*, 2008). La hipótesis de que el coral cambia de *Symbodinium* por uno de otro clado más tolerante a un cambio térmico no explica por completo este fenómeno. Hay mecanismos dinámicos fotoprotectores tanto en el hospedero como en la zooxantela incluyendo la absorción de radiación ultravioleta que determinan si el coral pierde suficientes algas simbioses. Un factor que determina esta pérdida es el grosor del tejido, corales del género *Porites* con tejidos más gruesos aparentemente son más robustos ante un estrés térmico (Hoegh-Guldberg and Salvat, 1995; Hoegh-Guldberg, 1999; Loya *et al.*, 2001; Fitt *et al.*, 2009).

Los blanqueamientos masivos se llevan cabo en temporadas donde la temperatura de la superficie del mar aumenta, si la temperatura promedio en el mes más caliente del año se encuentra un grado Centígrado por encima de ésta se considera como el umbral de temperatura propicia para el blanqueamiento. El blanqueamiento suele presentarse durante fenómenos océano-atmosfera como la oscilación del sur (ENSO) (NOAA, 2003). Otras causas adicionales son los episodios de mareas bajas extremas y la reducción de salinidad. Aparentemente todas las especies de coral son susceptibles a sufrir blanqueamiento debido al estrés del tipo térmico y lumínico por largo tiempo (Baker *et al.*, 2008). Otro escenario del blanqueamiento es el aumento de enfermedades de coral. En pocas ocasiones las bacterias y protozoarios han sido la causa del blanqueamiento. Evidencia experimental muestra que un aumento en nutrientes, que muchas veces se relaciona con actividades antropogénicas en la zona costera, aumenta el blanqueamiento en corales escleractinios (figura 67 y 68) (Bruckner, 2003; Vega Thurber, 2013).

Se han registrado recuperaciones rápidas de los corales frente al blanqueamiento, pero si la causa de estrés es extrema y prolongada puede ocasionar la muerte (ISRS, 2008). Los corales recuperados del blanqueamiento pueden experimentar efectos secundarios, pueden presentar un menor porcentaje de pólipos fértiles y de número de huevos por pólipos. Entre 1987 y 1988 en el Caribe se reportó que los corales del género *Orbicella annularis* presentaron una

gametogénesis incompleta debido al blanqueamiento (Baker et al., 2008; Albright y Mason, 2013). Su recuperación depende del tamaño de la pérdida de cobertura de coral, de la habilidad de recuperación de las comunidades de coral, de la adaptación o aclimatación a altas temperaturas y a otros factores climáticos como la reducción de saturación de aragonita, y de la bioerosión (Baker *et al.*, 2008).

Actualmente se discute que el cambio climático está sucediendo de manera acelerada, y si los organismos podrán o no adaptarse y/o aclimatarse a este proceso, de no ser así los arrecifes de coral llevarían a cabo su construcción de manera más lenta y se vería debilitada su estructura. Los cambios en la química del océano, cambios en los niveles de acidificación, ocasionados por el cambio climático ocasionaran una disminución en el nivel de saturación de la aragonita, lo que ocasionaría la disolución de los corales o su dificultad para calcificar (Drenkard *et al.*, 2013; Ciserone et al., 2004; Fabry *et al.*, 2008; Manzello *et al.*, 2008).

## **2.4 Efecto de actividades antrópicas sobre los arrecifes de coral.**

Las características físicas y ecológicas de la zona de costa han cambiado debido al desarrollo urbano y turístico. Las modificaciones en la zona de costa relacionadas a la infraestructura se refleja en un aumento de sedimentación, nutrientes y contaminación en el océano, estos cambios pueden causar cambios en la estructura comunitaria en los arrecifes de coral por un aumento de contaminantes y un aumento de patógenos lo que se refleja en la disminución del sistema inmunológico de defensa de los corales para enfrentar las presiones naturales y los eventos epizoóticos (Pauly, 1990; Jennings y Polunin, 1997; Connin, 2000; ISRS, 2004; Mee, 2010; Pollock *et al.*, 2011). La principal causa de deterioro en la calidad de agua en sistemas costeros son las actividades en la zona de costa incluyendo la eliminación de vegetación, erosión de la tierra, fertilizantes introducidos al mar, y descargas de contaminantes (ISRS, 2008).

La relación entre la calidad del agua con el estado de condición de los arrecifes es difícil de comprobar, sin embargo existen registros de sincronización entre la disminución en la calidad del agua y la proliferación de algas que compiten por espacio con los corales, con el aumento en la tasa interna de bioerosión haciendo a los corales menos resistentes a impactos naturales,

aumentando la susceptibilidad de los corales a las enfermedades, incrementando la población de estrellas que se alimentan de corales, *Acanthaster planci*, este último efecto además de ser influenciado por la calidad del agua está relacionado a la sobrepesca de sus depredadores. Se ha señalado a la sobrepesca como un determinante en la modificación de la estructura comunitaria en los arrecifes de coral, la disminución de las poblaciones de peces depredadores y del nivel trófico de los organismos capturados responden a la depredación, control desde arriba, y a la disponibilidad de alimento, control desde abajo, influyendo sobre las poblaciones, abundancia y diversidad de peces arrecifales, ocasionando modificaciones en la estructura comunitaria de los corales (Hernández *et al.*, 2008). Las actividades de los herbívoros consumen las algas en forma de césped “turf” disminuyendo su crecimiento y expansión sobre los corales (Bellwood *et al.*, 2004). La sobrepesca de herbívoros se relaciona con el aumento de algas en muchos arrecifes (Miller y Willians, 2007). Condiciones anóxicas producidas por el aumento de nutrientes logran disminuir la actividad alimentaria de los herbívoros, reduciendo la intensidad de forrajeo en sitios con cobertura algal excesiva (McClanahan *et al.*, 2002). Se han observado baja biomasa de peces herbívoros en zonas fuertemente modificadas por actividades antrópicas del Caribe relacionadas a la sobrepesca, contribuye a una mayor cobertura de algas, disminución de cubierta coralina y complejidad de la estructura arrecifal (Klomp *et al.*, 2003).

En aguas con baja calidad, el tiempo de recuperación de los arrecifes de coral a los impactos de huracanes, tormentas y blanqueamiento es mayor que en aguas limpias (ISRS, 2004). Las escorrentías terrestres tienen efecto en las comunidades arrecifales, reducen su reproducción, decrece la calcificación, los límites de distribución de los corales escleractinios son más someros, cambian la composición de especies (fototróficas a heterotróficas), y ocasiona pérdida de biodiversidad. Los arrecifes cercanos a la costa presentan condiciones más variables, mayor nivel de nutrientes disueltos y particulados, aguas menos claras y mayor fluctuación en la salinidad, que aquellos arrecifes que se encuentran en aguas oceánicas donde el agua es más clara. Un volumen alto de agua dulce descargadas al océano así como de sedimentos detiene el crecimiento de los corales y puede llegar a matarlos (Furnas, 2003; ISRS, 2004). La sedimentación es considerada como una de las perturbaciones inducidas por el humano, tiene

un efecto directo incluyendo la degradación y abrasión de corales adultos, sus efectos más severos es la inhibición de reclutamiento (ISRS, 2004).

La turbidez del agua reduce la penetración de la luz y se asocia con la suspensión de sedimentos, o con el aumento de la productividad en la columna de agua, un aumento en la turbidez reduce la fotosíntesis y el crecimiento del coral (Rogers, 1979, Rogers 1983; Telesnicki y Goldberg, 1995). Otro problema inducido por las actividades humanas es el aumento en nutrientes inorgánicos disueltos lo que tiene un efecto negativo sobre la tasa de fertilización y calcificación sobre los corales, aumenta la densidad de la zooxantela en el tejido alterando el balance de energía, CO<sub>2</sub> y nutrientes transferidos entre la zooxantela y su hospedero. La relación entre un aumento en la cobertura de macroalgas y nutrientes es complicada, ya que las macroalgas también están controladas por los herbívoros, sin embargo existen registros de cambios en la cobertura de las especies debido a cambio en los nutrientes (Muscatine *et al.*, 1989; Marubini y Davies, 1996; ISRS, 2004; ISRS, 2008).

Las diferencias de  $\delta^{15}\text{N}$  en octocorales cercanos a costas desarrolladas y no desarrolladas, han mostrado una mayor presión en aquellas costas con mayor actividad turística, muestran una correlación con concentraciones fecales de *Enterococos*. Baker registró que en Akumal las gorgonias presentaron valores menores de  $\delta^{15}\text{N}$  del 2006 al 2009, durante este tiempo el turismo en el municipio de Solidaridad disminuyó un 37% a consecuencia de la recesión mundial, y otros factores que afectaron la visita de turistas a la zona (Baker *et al.*, 2013). Al aumentar el turismo aumentan los niveles de  $\delta^{15}\text{N}$  en 1.0 ‰. Mientras que en Mahahual los valores fueron estáticos, el turismo fue considerablemente menor que en Akumal en un orden de magnitud (Baker *et al.*, 2013).

## **2.5 Caracterización de comunidades arrecifales y estado de condición.**

La caracterización arrecifal se puede llevar a cabo con diferentes métodos los cuales realizan descripciones visuales del sistema arrecifal. Se identifican la mayor cantidad de organismos bentónicos del sitio obteniendo un listado taxonómico, en el caso de los corales hasta el nivel de especie. El método de videotransecto permite respaldar, y visualizar repetidas veces la información que de estos se obtienen, además de que no alteran el sistema arrecifal (Aronson *et al.*, 1997, García-Salgado M, 2006). A partir de una caracterización de las comunidades arrecifales se pueden estimar la mayoría de los indicadores para evaluar su estado de condición. Para caracterizar la comunidad bentónica es necesario obtener el porcentaje de cobertura de componentes vivos y no vivos, de los grupos funcionales y del sustrato. La densidad de colonias de coral, su condición así como su abundancia, son datos que nos permiten caracterizar la comunidad arrecifal (Almada-Villela, 2003; McField y Kramer, 2007). Las relaciones ecológicas determinan la estructura comunitaria junto con las condiciones ambientales e impactos naturales (enfermedades, efecto del Niño, calentamiento global y huracanes).

La cobertura de coral duro vivo es un indicativo del estado de salud y la cobertura de coral enfermo y muerto del grado de deterioro en el ecosistema. La evaluación del estado de condición de los arrecifes se desarrolla bajo criterios de clasificación mediables como indicadores de salud del arrecife coralino. Los indicadores son parámetros del ecosistema arrecifal que proveen información de su estado de condición. Los arrecifes se pueden evaluar determinando los indicadores, considerando la cobertura de coral duro, riqueza de especies de coral, densidad y tamaño de colonias, presencia de especies raras, incidencia de lesiones coralinas, complejidad topográficas, entre otros indicadores, la elección de dichos indicadores dependerá de los parámetros que se tienen. La evaluación del estado de condición de la comunidad bentónica infiere sobre el estado actual del arrecife (Risk, 1979; Rogers *et al.*, 1983; Núñez-Lara y Arias-González, 1998; Bastida-Zavala *et al.*, 2000; Beltrán-Torres *et al.*, 2003; Acosta-González, 2005; Healthy reefs, 2012).

## 2.6 Complejidad topográfica

Los arrecifes de coral proveen hábitat y protección a una gran diversidad de organismos marinos, muchos de estos servicios y funciones que tienen los arrecifes se pueden atribuir a la estructura compleja formada por los esqueletos de los corales escleractinios (Fisher, 2007). La complejidad topográfica es una medida de la superficie del arrecife de coral, o irregularidad de la estructura física de la superficie del arrecife (Dunn y Halpin, 2009; Magno y Villanoy, 2006). Esta complejidad topográfica o rugosidad es un indicador de la complejidad del hábitat bentónico y de la heterogeneidad del sustrato, también es un indicador de hábitat de fondo duro, así como de altos niveles de biodiversidad (Dunn y Halpin, 2009). En un arrecife coralino, las áreas con una alta rugosidad representan comunidades compuestas por corales constructores primarios con un crecimiento mayor, es en estas áreas donde existe una mayor protección para otros organismos, mayor sustrato para organismos bentónicos.

La rugosidad se encuentra correlacionada con la cobertura coralina, y la biodiversidad. Por otra parte, la rugosidad también puede reflejar el efecto de estrés y perturbaciones sobre el arrecife (principalmente cuando se tienen series de tiempo), a través de la disminución de la abundancia de las especies constructoras primarias (dominantes), a especies más resistentes, normalmente con crecimiento más rápido, que tienden a proveer menos beneficios en cuanto a la estructura (Ellison *et al.*, 2005; Steneck *et al.*, 2009; Zainul, 2010). Se ha registrado una disminución de la complejidad topográfica en la región del Caribe en las últimas décadas, en el periodo de 1969-2009, la proporción de la complejidad topográfica del arrecife (rugosidad $>0.5$ ) ha disminuido del 45% al 2%. El porcentaje del índice de rugosidad también en el Caribe ha disminuido del 0.65 al 0.3, se ha sugerido que puede deberse a las presiones naturales junto con las antropogénicas (Zainul, 2010). Los arrecifes en el Caribe Mexicano han cambiado en cuanto a dominancia de especies, presentando actualmente especies resistentes al estrés, como las del género *Porites* y *Agaricia*, que proveen menos complejidad arquitectónica en comparación al género *Orbicella* (Álvarez-Filip *et al.*, 2011b). Cambios en la dominancia de corales por aquellos corales

resistentes al estrés ha contribuido a un rápido declive en la complejidad topográfica de los arrecifes del Caribe. Esta complejidad crea importantes nichos y refugios y su pérdida tienen importantes consecuencias en la estructura y función de los peces arrecifales (Álvarez-Filip *et al.*, 2011). Los arrecifes dominados por *Orbicella* soportan un ensamblaje de peces con mayor número de individuos y una cadena alimenticia con mayores niveles tróficos (Álvarez-Filip *et al.*, 2011).

Los arrecifes modernos siguen el relieve de estructuras previas construidas en episodios geológicos. Las estructuras en el Caribe pueden ser acumulaciones del Holoceno y no siguen un relieve paleontológico en su morfología (Tunnell *et al.*, 2010). La forma la dan el crecimiento de coral y el medio ambiente. El desarrollo sigue la topografía y los márgenes continentales. En zonas con topografía baja, estructuras de comunidades coralinas existen en adición al arrecife lo que se conoce como carpetas de coral. Los corales del género *Acropora* se desarrollan en menos de 20 metros y su resistencia depende de la calcificación y cementación, las ramificaciones se rompen y transportan contribuyendo a la estructura interior del arrecife, en las zonas someras crecen en forma tubular. Colonias masivas y constructoras primarias, como *Pseudodiploria clivosa* se adhieren a estos escombros de corales entre colonias constructoras secundarias como las del género *Millepora* (Tunnell *et al.*, 2010).

## 2.7 Uso antropogénico de Akumal y Mahahual

En la actualidad Quintana Roo presenta la mayor cantidad de cuartos de hotel en México con un claro gradiente de desarrollo concentrado desde Cancún hasta Tulum, decreciendo de Tulum al sur de Belice. El número de cuartos de hotel ha aumentado de 3,206 en 1975 a 82, 983 en el 2010, mientras que la población residente ha aumentado de un poco menos 100, 000 en 1970 a 1, 325,578 en el 2010 (INEGI, 2011). Este crecimiento acelerado que ha tenido el estado amenaza los recursos de agua dulce y de los ecosistemas costeros aledaños, ya que se encuentra localizado sobre un suelo kárstico, lo que hace que toda contaminación en la superficie terrestre se infiltre en el acuífero mediante la precipitación. Muchas áreas residenciales no tienen tratamientos de aguas residuales lo que aumenta la contaminación por nitrógeno conforme aumenta el desarrollo urbano y turístico en las costas (Murray, 2007; Metcalfe *et al.*, 2011; Zurita *et al.*, 2012). Este crecimiento explosivo amenaza los recursos de agua dulce y los ecosistemas costeros adyacentes, por la filtración de aguas contaminadas por medio del acuífero kárstico.

### a. Mahahual

La comunidad costera de Mahahual según el censo del año 2000 era de 149 habitantes, integrados en 47 hogares, el 37.7% proveniente de otras poblaciones (INEGI, 2000). En el 2005 era de un total de 282, para el 2011 era de 920 habitantes, su población incremento en un 89% a partir del año 2000 (INEGI, 2005), Mahahual recibe el 5% del turismo hotelero del estado al año desde el 2005 al 2010 (SECTUR, 2011). Su economía se basa principalmente en la pesquería, y en el turismo, aunque también se dedican en menor medida a la agricultura, a la caza, colección de coral negro, construcción residencial, y del buceo. El 65% de los habitantes de Mahahual participan en actividades de pesca por medio del uso de redes, arpón, líneas, y pesca deportiva. El porcentaje de utilización de redes es muy bajo, la extracción de langosta y caracol se hace por medio de buceo (Basurto, 1997; López-Santos *et al.* 1998; Garza Pérez, 1999). Su población varía según la temporada vacacional cuando se lleva a cabo principalmente la

actividad de buceo en banco Chinchorro. El arrecife ha sido explotado por pesquería artesanal, se han explotado grandes depredadores así como peces herbívoros (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993 en Garza Pérez, 1999; Garza Pérez, 2004; Amador Torres, 2011).

A dos kilómetros al norte de Mahahual se encuentra un muelle para cruceros construido en el 2001; este muelle ha tenido un aumento de llegada de cruceros de 37 en el año 2000 a 223 en el 2010, lo que se refleja en un total de 800,000 visitantes al año. En el 2000 se inicia la construcción del polo turístico "Costa Maya", para el 2010 se reporta en el censo 920 residentes (Baker *et al.*, 2013). El desarrollo en costa es evidente, obtener la tasa de cambio de este desarrollo antropogénico a partir del 2001 y analizar el estado de condición de los arrecifes a partir de este año y después de una década, proporcionará información necesaria para la comprensión del sistema bajo estas presiones. Esta zona presenta formaciones arrecifales de gran magnitud, sobre todo en la zona de cordilleras y canales, cuenta con camas de pastos marinos prolíficos en la zona de la laguna arrecifal que es muy somera y extensa, y con la crestas arrecifal muy someras (Cinner, 2000). El paso del huracán Dean categoría 5 con vientos de 270 km/h por el pueblo de Mahahual en Agosto del 2007 destruyó completamente la zona, la mayoría de las casas fueron dañadas (80% de la infraestructura), hubo también grandes perturbaciones en las comunidades coralinas.

#### **b. Akumal**

La población de Akumal según los datos del INEGI en el 2000 era de 1088 habitantes, para el 2005 aumentó a 1198 personas aproximadamente, con una tasa anual de población de 16.2%, en ese mismo año se estimó una densidad bruta de 144 hab/ha, y una mancha urbana de 41 ha. aproximadamente según el censo general de población y vivienda 2005 INEGI. Para el 2010 se reporta en Akumal una población de 1310 residentes, 56 hoteles, con un promedio de 3308 cuartos de hotel, y un índice de ocupación del 77.3% anual (INEGI, 2010). Las actividades pesqueras desarrolladas actualmente en la zona son moderadas, pero existe un marcado desarrollo urbano, siendo un lugar con alta influencia antropogénica con resultados de cambios en la calidad del agua debido a las filtraciones de agua con alto contenido de nutrientes desde tierra firme (Garza-Pérez, 2004; Mutchler *et al.*, 2010). En la región de Akumal, existen sobre la

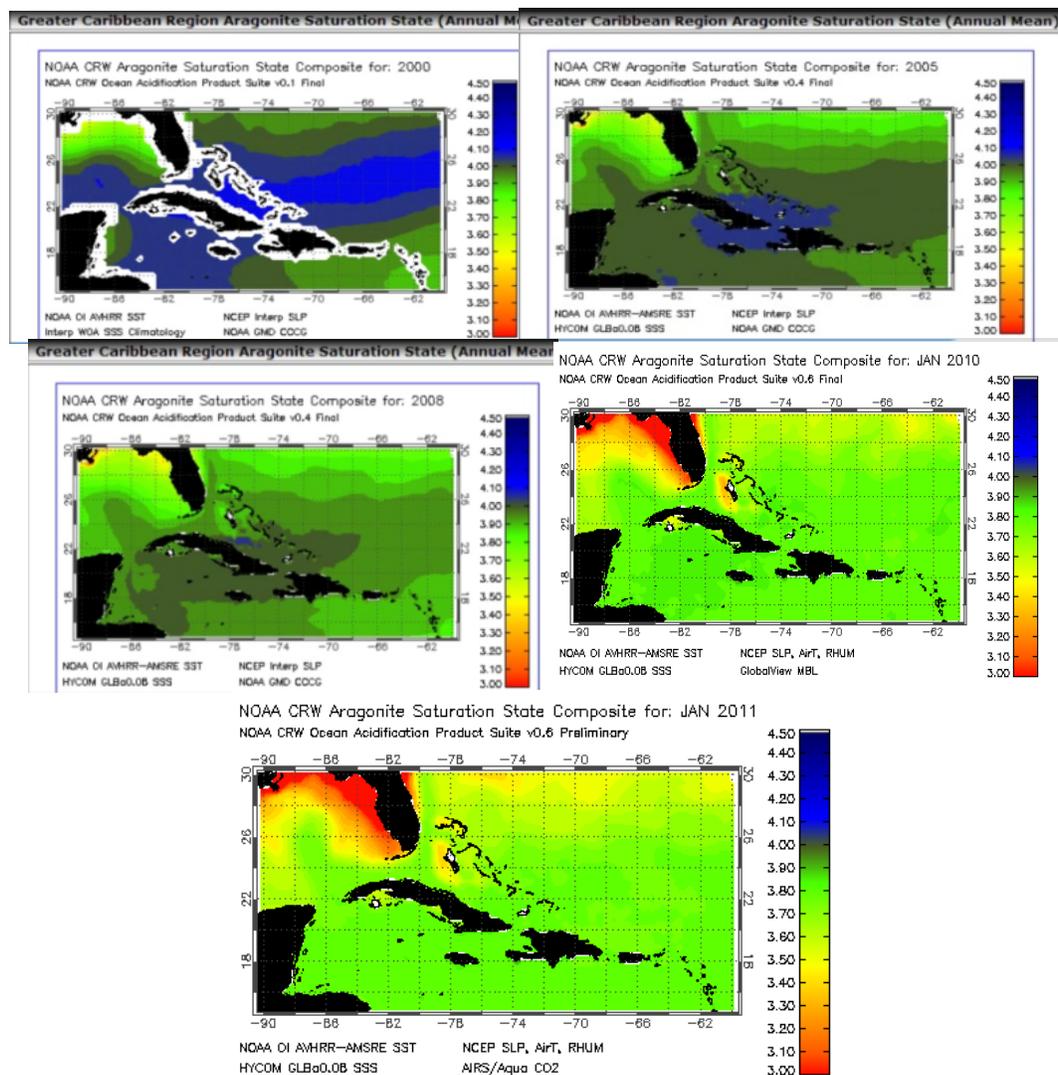
zona de playa tanto desarrollos turísticos como casas particulares y campos de golf, y al oeste (tierra adentro) se encuentran los poblados (Akumal pueblo, Ciudad Chemuyil). El agua residual que generan estos asentamientos puede ocasionar cambios en la calidad del agua que repercuten en la condición de los arrecifes. En esta zona se realizan actividades turísticas, principalmente buceo y esnorquel (Barrera y Namihira, 2004). En Julio del 2005, esta región se vio afectada por el huracán Emily, y en Octubre por el huracán Wilma. Estudios anteriores sobre el estado de condición de este arrecife registraron datos que muestran un aumento en la cobertura macroalgal, considerándose un arrecife perturbado, principalmente por una baja cobertura coralina (Garza-Pérez, 2004). Se seleccionó esta área para este estudio por ser el primer desarrollo turístico en la porción continental del Estado, y sus impactos asociados al desarrollo urbano – turístico (Garza Pérez, 2004).

### **c. Mahahual y Akumal como arrecifes comparables.**

Los arrecifes del Caribe mexicano se separan como un grupo, con respecto a los arrecifes de la plataforma yucateca y de los del Golfo de México con base a los días de transporte de corrientes y de los parámetros ambientales (Chávez-Hidalgo, 2009). Estos arrecifes coralinos son similares en su composición biótica, debido a su extensión (relativamente pequeña), a la distancia que hay entre ellos, y a la alta conectividad del sistema hidrológico del Caribe (Jordán 1993a, b). Para este estudio ambos arrecifes se encuentran en el Caribe mexicano, presentando similitudes ambientales, presentando las mismas temporadas de huracanes, de junio a noviembre (Chávez-Hidalgo, 2009; Salazar-Vallejo, 2002). La precipitación anual del 2004 al 2011 fue similar entre Akumal y Mahahual, con un promedio de  $955 \pm 107$  y  $919 \pm 77$  mm respectivamente (Cervantes Martínez, 2007; Baker *et al.*, 2013). Presentan datos oceanográficos similares, como son los valores de  $\Omega$  aragonita la cual es necesaria para el desarrollo adecuado de los esqueletos coralinos. Los valores de  $\Omega$  aragonita deben ser por arriba de tres (Kleypas *et al.* 1999b; Kleypas *et al.* 2006). Entre los arrecifes coralinos de Mahahual y Akumal hay una distancia aproximada de 197 km. Presentan similitudes que los hace comparables entre sí, presentando una diferencia de historia de desarrollo antropogénico en la línea de costa (Chávez-Hidalgo, 2009).

**Tabla 1.** Parámetros ambientales de los arrecifes de Akumal y Mahahual, promedio anual. Datos del World Ocean Atlas (NOAA, 2005 en Chávez-Hidalgo, 2009).

	Temperatura °C	Salinidad ‰	Oxígeno mg/l	Nitratos µg/- atN/l	Fosfatos µg/- atP/l	Silicatos µg/- atSi/l
Akumal	27.51	35.74	4.60	0.40	0.20	1.38
Mahahual	27.76	35.77	4.47	0.26	0.21	1.11



**Figura 3.** Valores de  $\Omega$  aragonita similares en ambas zonas de estudios de los años 2000, 2005, 2008, 2010 y 2011 NOAA.



## **2.8 Utilización de Percepción remota para determinar cambios en el paisaje costero.**

Las características físicas y ecológicas de la zona de costa han cambiado debido al desarrollo urbano y turístico que requiere de infraestructura, lo que ha llevado a una modificación en el paisaje eliminando parte de la vegetación y aumentando la entrada de nutrientes y contaminación en el océano. La principal causa de deterioro en la calidad de agua en sistemas costeros son las actividades en la zona de costa incluyendo la eliminación de vegetación, erosión de la tierra, fertilizantes introducidos al mar, y descargas de contaminantes (ISRS, 2008). La importancia en este estudio de evaluar la modificación antropogénica en la zona costera como indicador de la presión sobre el ecosistema, se debe a que estas modificaciones pueden estar asociadas a los cambios en la estructura comunitaria de los arrecifes de coral, aumento de patógenos disminuyendo el sistema inmunológico de defensa de los corales para enfrentar los eventos epizooticos, entre otros factores contaminantes del sistema (Pauly, 1990; Jennings y Polunin, 1997; Connin, 2000; ISRS, 2004; Mee, 2010; Pollock et al., 2011).

La evaluación de las modificaciones en costa por actividades antropogénicas se puede llevar a cabo por medio de la detección remota utilizando imágenes obtenidas por escaneos de sensores remotos. A partir de estas imágenes se obtienen las señales o firmas espectrales de distintos materiales, las cuales son afectadas por variabilidad natural del material, por las condiciones atmosféricas y características del sensor (Gutiérrez *et al.*, 2005). Por medio de los sistemas de información geográfica se obtiene información necesaria acerca de estas imágenes. Los sistemas de información geográficos son un conjunto de herramientas computacionales que capturan, actualizan, almacenan, manipulan y analizan eficientemente la información geográfica referenciada (ESRI, 1992; Garza Pérez, 2004).

El primer satélite enviado para el monitoreo de los recursos terrestres fue el de LANDSAT, los LANDSAT 1, 2 y 3 fueron lanzados respectivamente en 1972, 1975, y 1978, con los mismos parámetros orbitales y sensores (Fernández Coppel *et al.*, 2001; Reuter, 2009). Los satélites Landsat 5 y Landsat 7 son administrados por la NASA, la producción y comercialización de las

imágenes dependen del servicio geológico de Estados Unidos (USGS, 2001). Las imágenes Landsat están compuestas por 7 u 8 bandas espectrales, la combinación de estas bandas definen diferentes aspectos de la imagen, lo que permite el monitoreo de la vegetación, aplicaciones geológicas y estudios de los recursos naturales (Richards, 1993; Landsat, 2001). Las imágenes Landsat 5 utilizan un sensor TM, es un avanzado sensor de barrido multiespectral, que opera simultáneamente en siete bandas espectrales, tres en el visible, una en el infrarrojo cercano, otra en el infrarrojo medio y la última en el termal. Tiene una resolución espacial de 30 metros en las bandas visibles e infrarrojo y 120 metros en la termal. La escena registrada es de 185 km (García *et al.*, 1999; Landsat, 2001).

Las imágenes Landsat 7 utilizan un sensor ETM+ que es un sensor multiespectral radiométrico. Provee imágenes con 8 bandas espectrales con una resolución espacial de 30 metros en las bandas del espectro visibles e infrarroja cercana (bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7), y una resolución de la banda pancromática de 15 metros de resolución espacial (banda 8). La banda infrarrojo térmico con resolución de 60 metros (banda 6). El tamaño aproximado de la escena es de 170 x 183 kilómetros (USGS, 2001). Este sensor ha adquirido información casi ininterrumpida desde Julio de 1999 con un periodo de revisita de 16 días. El 31 de Mayo de 2003 ocurrió una falla de un instrumento dando como resultado que todas las escenas de Landsat 7 se obtengan en modo "SLC-off" (Landsat, 2001).

**Tabla 2.** Información de rangos espectrales de cada banda del sensor ETM+ del satélite Landsat 7.

Sensor	Banda1 (azul)	Banda2 (verde)	Banda3 (rojo)	Banda4 IR	Banda5 IR	Banda6 Térmico	Banda7 térmico	Banda8 (Pancromática)
ETM + micrones( $\mu\text{m}$ )	0.45 0.52	0.53 0.61	0.63 0.69	0.78 0.90	1.55 1.75	10.4 12.5	2.09 2.35	0.52 0.90
Resolución espacial	30 x 30	30 x 30	30 x 30	30 x 30	30 x 30	60x60	30 x 30	15x15

### 3. Justificación

Los arrecifes coralinos son ecosistemas muy productivos con una importante riqueza biológica, ecológica y económica. Suministran alimento a las zonas costeras con asentamientos humanos, además participan en los ciclos biogeoquímicos globales y proveen zonas de crianza para una gran cantidad de peces, dan protección a la línea de costa del oleaje contra daños causados por tormentas, huracanes, previniendo la erosión de las playas. Tienen una importancia económica proporcionando arena a las playas con atractivo turístico, para el turismo de buceo; de ahí la importancia de entender estos sistemas y conocer los cambios en espacio y tiempo (Jordán, 1993; Spalding *et al.*, 2001; ISRS, 2004; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

La degradación de los arrecifes por contaminantes producidos por el uso de tierras adyacentes a estos ecosistemas ha sido difícil de demostrar, principalmente por la falta de datos históricos que distinguen el impacto antropogénico del natural. Tener datos históricos sobre la condición de un sistema arrecifal, así como del desarrollo urbano y turístico en costa, facilitaría esta distinción (Pandolfi, *et al.*, 2011). La presencia de corales en los arrecifes es un indicador de salud, y no solo por el estado del arrecife, también tiene una importancia en la población de peces (Spaldin y Jarvis, 2002; Álvarez-Filip *et al.*, 2011). La salud de los corales no solo depende del aumento de nutrientes y del crecimiento de las algas, sino de las presiones naturales y antropogénicas. El reporte de United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC) en el 2004 menciona que el 66% de los arrecifes en el Caribe están en riesgo por actividades antropogénicas, de ese porcentaje el 40% lo clasifican con alto riesgo (UNEP-WCMC, 2006). Existe un desarrollo turístico y urbano acelerado a lo largo del Caribe Mexicano, y un aumento en las actividades turísticas, lo que ha ocasionado cambios en la estructura comunitaria de los arrecifes bordeantes a estudiar. Se ha encontrado que la calidad del agua en estas zonas es pobre, disminuyendo la abundancia de especies, su biodiversidad y ocasionando cambios en la dinámica poblacional. En la zona de estudio de Akumal no existe una infraestructura de aguas tratadas, esto representa un vertimiento de aguas residuales alto en la zona (Zurita *et al.*, 2012). El estudio del estado de condición, del desarrollo urbano y la

evaluación de los efectos de las actividades antropogénicas a partir de datos históricos de cambio es necesario para la comprensión de los cambios en estos sistemas debido al desarrollo urbano. Mediante estudios históricos se puede evaluar la efectividad, éxito o fracaso del manejo de los recursos (Garza-Pérez, 1999; Gardmark, 2003). Las fuentes humanas de nitrógeno, incluyendo las aguas residuales, la agricultura y los depósitos atmosféricos, se sabe que interrumpen la simbiosis en corales y la estructura de las comunidades arrecifales (Fabricius, 2005).

#### 4. Antecedentes

La caracterización de la diversidad de corales y la zonación, así como el planteamiento de los problemas ambientales de impactos humanos observados en los arrecifes coralinos del sur del Golfo y del Caribe se llevó a cabo desde 1980. En 1983, Done realizó un estudio en Australia donde indica que los cambios de fase coral-macroalga/filtradores pueden ser influidos por actividades humanas. Durante 1970 y 1980 la muerte masiva de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* ocasionó un declive en la arquitectura, en la complejidad arrecifal (Aronson y Precht, 2006; Schutte et al., 2010). En 1993, Gutiérrez Carbonell *et al.* realizaron la zonificación y caracterización general de los arrecifes de Sian Ka'an; en el mismo año Jordán describió de manera general el desarrollo arrecifal en el "Atlas de los arrecifes del Caribe Mexicano", Steneck y Lang (1998) estudiaron el arrecife de Akumal, entre otros, aplicando el protocolo AGRRA en el que se hace una evaluación de este arrecife encontrando en 1997 que en Akumal la cobertura de macroalgas era menor, en contraste con los resultados encontrados por Garza-Pérez en 1998, estudio donde se menciona que Akumal es un arrecife perturbado, con alta influencia antropogénica, principalmente por la baja cobertura coralina que presenta y por el efecto del cambio en la calidad del agua en el arrecife, también realizaron un análisis comparativo de comunidades coralinas arrecifales del Caribe incluyendo los de Akumal y Mahahual obteniendo diferencias ecológicas entre las comunidades de corales escleractínios, octocorales, algas, padecería y coral muerto. En el mismo año Aguilar (1998), realizó la caracterización de la estructura de la comunidad bentónica en Mahahual (Garza Pérez, 1999). En 1998 Ochoa-López y colaboradores documentaron los impactos sufridos en 1994 en las comunidades coralinas luego de un evento de sedimentación excesiva causada por un aporte de terrígenos, y mencionan que el fenómeno ocurrió probablemente debido a la grave erosión de la zona, originada por el sobrepastoreo y el tránsito de una población de borregos ferales, que causaron serias pérdidas de suelo en la localidad, el sedimento daño las colonias coralinas.

Garza-Pérez (2004) realizó un estudio sobre la biodiversidad de varios arrecifes pertenecientes a la barrera arrecifal de Quintana Roo, México encontrando en Akumal una alta cobertura algal

debido a un estrés que podría estar dado por los aportes y filtraciones de agua a través del sistema cárstico característico de la Península que podrían estar afectados por las actividades de tipo urbano y turístico. En general se han llevado a cabo varios estudios sobre respuestas de las comunidades bentónicas a impactos antropogénicos y naturales, como los realizados por Aronson *et al.*, (1994), Hughes y Connell (1999), Bastida-Zavala *et al.*, (2000), Huitric y McField (2000), Williams y Polunin (2001), Muñoz-Sánchez (2002), Gardner *et al.*, (2003), Ruiz-Zárate *et al.*, (2003), Steneck y Lang (2003), Peckol *et al.*, (2003), Ruiz-Zarate y Arias-González (2004), Tuya *et al.*, (2005), y Brown-Saracino *et al.*, (2007), sobre cambios en el estado de condición de las comunidades arrecifales antes y después de una perturbación natural o experimental (Muñoz-Sánchez, 2002; Steneck y Lang, 2003; Carricart-Ganivet, 2004; Quan-Yuong y Espinoza-Avalos, 2006; en el Caribe realizan estudios sobre patrones de distribución espacial de los arrecifes, Kramer *et al.*, 2000; Cruz-Piñón *et al.*, 2003; Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Wilkinson, 2004; Acosta-González, 2005; Vega-Zepeda *et al.*, 2007).

Estudios sobre la estructura comunitaria, composición de la comunidad coralina, y de hábitats se han realizado por Jordán, 1978; Castañares y Soto, 1981; Ruiz-Zárate *et al.*, 2003; Cruz-Piñón *et al.*, 2003; Beltrán-Torres *et al.*, 2003; Ruiz-Zarate y Arias- González, 2004, registrando una disminución de la cobertura coralina y un aumento de la cobertura algal. Se han llevado a cabo monitoreos, y por medio del uso de sistemas de información geográfica y percepción remota identificando los diferentes hábitats arrecifales (Lazcano-Barrero *et al.*, 2000; Garza-Pérez, 2004; Acosta-González, 2005). Muchas organizaciones no gubernamentales, y estudios realizados en áreas marinas protegidas llevan a cabo monitoreo, y estudios sobre la composición estructural y espacial de las comunidades arrecifales, y del estado de condición lo que permite evaluar su condición antes y después de someterse a un disturbio; se ha estudiado los efectos de la pesca sobre los arrecifes y sobre la estructura comunitaria (Roberts, 1997; Carricart-Ganivet y Beltrán-Torres, 1998; Beger *et al.*, 2003; Beltrán-Torres *et al.*, 2003; Álvarez-Filip *et al.*, 2006; Monaco *et al.*, 2007; Vega-Zepeda *et al.*, 2007).

Rioja-Nieto y Sheppard, (2008) reportan que aquellas zonas con estrategias de manejo que limitan los impactos físicos en hábitats bentónicos tienen un efecto positivo. En 7 años de monitoreos en Quintana Roo se ha encontrado que valores de  $\delta^{15}\text{N}$  en los octocorales *Gorgonia*

*ventalina* presentan mayor variación al encontrarse cerca de un sitio con alto desarrollo antropogénico, ilustrando una alta conectividad entre las actividades en la línea zona costera y la productividad de los arrecifes de coral, así como el impacto turístico en los ecosistemas aledaños (Baker *et al.*, 2013). En zonas costeras sin desarrollo en costa se reportaron valores de  $\delta^{15} \text{N}$  menores que los encontrados en zonas con un alto desarrollo turístico. Baker y colaboradores en el 2013 documenta que los valores de  $\delta^{15} \text{N}$  se encuentran relacionados con el turismo y la precipitación.

## **5. Hipótesis**

Si los arrecifes de coral a comparar se encuentran bajo condiciones y presiones ambientales similares, pero bajo presiones antrópicas históricas distintas. Entonces se producirá un cambio relativamente mayor en la estructura comunitaria y el estado de condición en el arrecife con la mayor presión antrópica (Akumal) en contraste con aquel con menor presión antrópica (Mahahual), en el periodo de estudio.

## **6. Objetivo general**

Determinar la diferencia en un decenio de la estructura comunitaria y estado de condición de dos arrecifes coralinos sujetos a presiones naturales similares pero con distintas presiones antropogénicas, y explorar la asociación de este cambio en el arrecife con el cambio en la zona costera asociado a la modificación antropogénica de terreno correspondiente en el mismo período.

### **a. Objetivos particulares**

1. Caracterizar las comunidades bentónicas de dos arrecifes coralinos (Mahahual y Akumal) en dos tiempos distintos (2001-2011, 2000-2010 respectivamente).
2. Analizar los cambios en la estructura comunitaria en el tiempo para ambos arrecifes
3. Evaluar y comparar el estado de condición de ambos arrecifes coralinos en dos tiempos distintos.
4. Determinar el cambio en la estructura comunitaria entre ambos arrecifes a través del tiempo mediante la obtención de un índice de estructura arrecifal.
5. Estimar espacial y temporalmente las modificaciones antrópicas del paisaje a lo largo de una década en la zona costera adyacente a los dos arrecifes por medio de imágenes de satélite y de sistemas de información geográfica.
6. Análisis del cambio del área terrestre modificada a lo largo de diez años en ambos sitios de estudio.
7. Explorar la asociación entre las proporciones de cambio en el área terrestre modificada con las magnitudes del cambio en las comunidades arrecifales y del estado de condición en ambos arrecifes.

## **7. Área de estudio**

Los sitios de estudio se encuentran localizados en el estado de Quintana Roo. Presentan clima cálido subhúmedo (Aw1 y Aw2), los vientos dominantes tienen una dirección este-sureste, la circulación del agua tiene flujo neto sur-norte, con temperaturas entre 25° y 27°C, con una precipitación pluvial de entre 1000 y 2000 mm al año. La temperatura promedio del mar es de 27.50°C (Merino, 1986; Camaren-Luhr y Salazar-Vallejo 1991; Muñoz-Chaguín, 1992; Jordan, 1993b; Maldonado-Gazca, 1998 en Garza Pérez, 1999). Las formaciones arrecifales en el Caribe mexicano están relacionadas con una serie de fallas que condicionan la naturaleza del sustrato, la morfología de la costa y de la parte somera de la plataforma continental (Hernández-Landa, 2004). Los arrecifes de coral de Akumal y Mahahual se encuentran separados por una distancia de ~197km aprox., son de tipo bordeante, presentan laguna arrecifal, cresta, zona de transición, sistemas de cordilleras y canales, canales de arena y pendiente. La laguna arrecifal presenta camas de pastos, zonas de parches coralinos y arenales, cresta, zona de transición (6 m aprox.), dos zonas de cordilleras y canales (10 y 20 m aprox.) y canal de arena (15 m aprox.).

### **a. Akumal**

El área de estudio se encuentra localizada en las coordenadas geográficas 20°26' N, 87°18' O y 20°17'N 87°20'O, con una extensión de 15 km aproximadamente. Cuenta con varias caletas desde punta Kantenah al norte hasta la Bahía de Xcacel en el sur. La laguna de Yalkú, tiene un aporte de agua dulce cuya influencia se extiende aproximadamente 800 m desde la costa, con sustrato arenoso, y áreas rocosas cubiertas de algas así como comunidades coralinas; El sistema arrecifal coralino que se encuentra en sus costas forma parte del cinturón arrecifal del Caribe, es un arrecife bien desarrollado. En sus costas se encuentra el desarrollo turístico, y sus impactos se han asociado con el desarrollo urbano/turístico (figura 4 imagen superior.)(Garza Pérez, 2004).

## **b. Mahahual**

El área de estudio se encuentra localizada entre las coordenadas geográficas 18°45'N, 87°40' O y 18° 38'N, 87°43'O abarcando 12 km aproximadamente. Es un arrecife bien desarrollado en la zona sur de la costa de Quintana Roo, presenta formaciones arrecifales de gran magnitud, sobre todo en la zona de cordilleras y canales, tiene una laguna arrecifal somera definida por la presencia de una cresta ancha y profunda. Sus playas son arenosas y rocosas con una laguna somera muy extensa (figura 4 imagen inferior) (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993 en Garza Pérez, 1999; Garza Pérez, 2004; Hernández Unzón; Amador Torres, 2011).

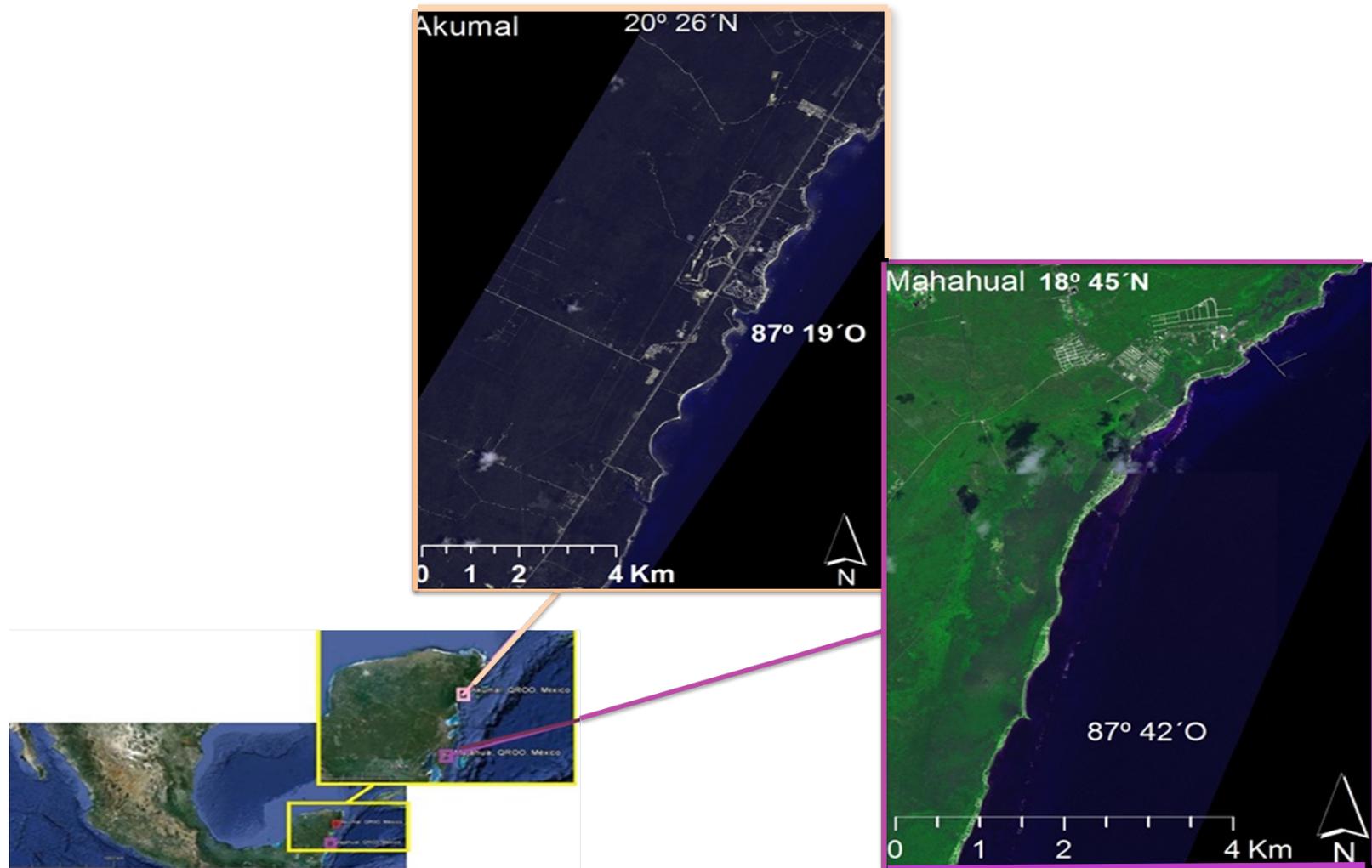


Figura 4. Caribe Mexicano. Del lado derecho se muestra la ubicación de Akumal y Mahahual en el estado de Quintana Roo. En la imagen derecha superior se puede observar el polígono del área de estudio de Akumal, al norte de Quintana Roo. La imagen derecha inferior muestra el área de estudio de Mahahual.

## 8. Métodos

### 8.1 Caracterización de las comunidades bentónicas arrecifales por videotransectos.

El método de videotransectos que se utilizó es una modificación al método propuesto por Garza Pérez *et al.* en 2004 (figura 5). Este consistió en filmar transectos de 50 x 0.6m del substrato arrecifal con una cámara de video digital de alta resolución Sony Handycam HDR-HC9, dentro de un housing estanco (StingRay HD de Light & Motion) en cada una de las estaciones (21 para Mahahual 2001, laguna, frente y pendiente, 29 para Mahahual 2011, frente y pendiente, y 31 para Akumal 2000, laguna, frente, pendiente, 21 para Akumal 2010, frente y pendiente) seleccionadas a partir de un diseño estratificado-aleatorio sobre imágenes de satélite de alta resolución. La selección de estaciones a través de este método fue definida originalmente por Garza-Pérez en 2004 y ampliado en 2010 (Akumal) y 2011 (Mahahual). En ambos arrecifes se reutilizaron la mayor parte de las estaciones del diseño original, distribuidas en las mismas zonas arrecifales: laguna, frente y pendiente, en rangos de profundidad de 0- 3m, 5-12m y de 18-23 m (Garza- Pérez, 1999, 2004).



Figura 5. Método de filmación de videotransectos



especie (# de colonia x especie/30m<sup>2</sup> tomando en cuenta todas las colonias observadas en el video, contando como una sola colonia aquellas que se separaban por alguna lesión), enfermedades y blanqueamiento.

Se llevó a cabo un análisis exploratorio de los datos con el fin de reconocer patrones, se examinaron los datos previamente mediante el programa R para tener un entendimiento básico de los datos. Se detectaron datos máximos, mínimos, outliers, medias y medianas para después poder abordar problemas estadísticos de comparación en el tiempo y entre sitios.

## **8.2 Análisis del cambio en la estructura comunitaria bentónica en el tiempo para ambos arrecifes.**

Para la comparación temporal entre las comunidades bentónica arrecifales (Akumal 2000-2010, y Mahahual 2001-2011), se utilizaron videotransectos pareados, con las mismas coordenadas geográficas en un decenio (figura 7 y 8). El análisis visual de las estaciones para llevar a cabo el apareamiento de estaciones se realizó con el programa ArcMap 10.

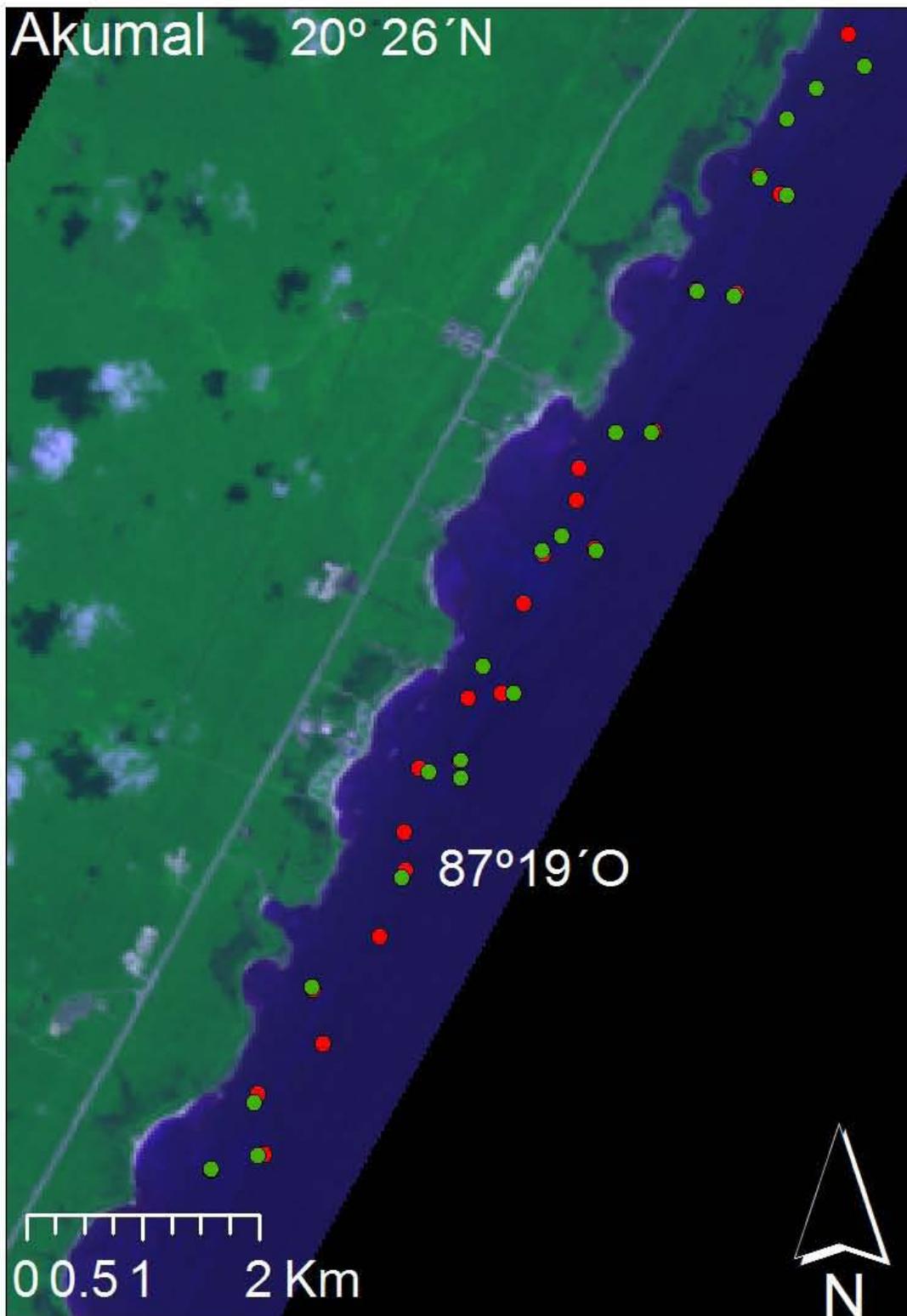


Figura 7. Estaciones de Akumal, en verde las estaciones del 2000 y en rojo las del 2010, a partir de las cuales se parearon los videotransectos para el análisis comparativo en un decenio.

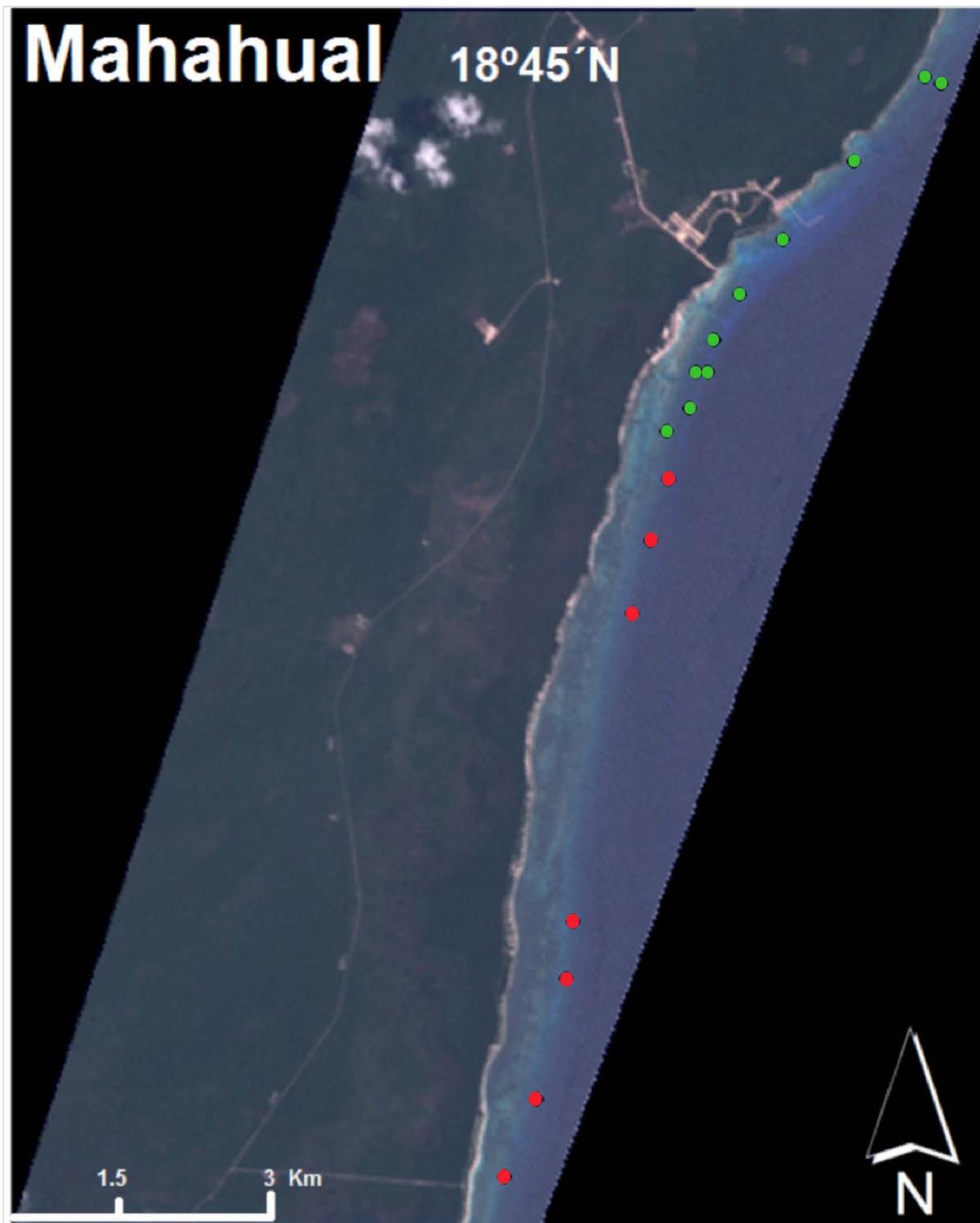


Figura 8. Los rombos rojos muestran las estaciones muestreadas en el 2011, debajo de los rombos verdes, estaciones del 2001, en la parte superior de la figura se encuentran las estaciones pareadas con el 2011.

Las diferencias temporales entre los grandes grupos funcionales en el tiempo se obtuvieron mediante el análisis de sus medianas. El índice de diversidad, fue analizado mediante el programa “Rstudio” (GLM) para determinar la significancia estadística en el tiempo entre zonas arrecifales para ambos arrecifes bordeantes. Debido al tamaño de la muestra, menor a 30 casos, y naturaleza de los datos, una vez pareados los videotransectos, se realizó una prueba de Wilcoxon.

Los cambios en la estructura comunitaria y las coberturas de los grupos funcionales fueron analizados mediante un análisis MDS. Los datos fueron transformados en su raíz cuadrada y se generó una matriz de similitud de Bray Curtis para la estructura comunitaria (datos con alto número de valores 0), y euclidiana para los grupos funcionales. El MDS mostró la distribución espacial de las muestras condensando la información del cambio de los grupos funcionales y estructura comunitaria en el tiempo y entre arrecifes (MDS: Kruskal, 1964; Anderson, 2001; Clarke y Warwick, 2001). Se ha demostrado que dichos análisis son más robustos cuando se trabaja con datos de bentos (Warwick *et al.*, 1990). Bray-Curtis mide la disimilitud la cual toma valores en rangos de 0 a 100, donde 0 significa que entre dos muestras existe una comunidad idéntica, y 100 corresponde a una situación en donde dos muestras son totalmente distintas.

Se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) para determinar la significancia estadística en el tiempo entre zonas arrecifales y entre ambos sitios de estudio. El ANOSIM se aplicó al no tener normalidad y homogeneidad en los datos. Esta prueba se basa en permutaciones simples no-paramétricas aplicada a la matriz de similitud (Clarke y Gorley, 2006). En este caso se realizaron 999 permutaciones en cada análisis. El grado de diferencia se mide mediante el estadístico R, la cual toma valores entre  $-1 \leq R \leq 1$ , cuando las muestras son iguales entre ellas  $R=1$ , R se encuentra generalmente cerca del cero cuando no hay similitud, -1 indica que las muestras similares estas fuera del grupo. El análisis SIMPER indica el porcentaje de contribución de los diferentes taxones en la discriminación de los grupos. Se representaron las diferencias o similitudes entre estaciones con un gráfico MDS (Non-metric multidimensional Scaling-MDS) (Anderson, 2001;

Clarke y Warwick, 2001; Somerfield et al., 2008). A través de un valor de stress se puede medir la adecuación de la representación MDS:

-stress<0.05 indica que la representación es excelente;

-stress<0.1 corresponde a una buena representación;

-stress<0.2 indica una representación potencialmente útil;

-stress>0.2 revela que los puntos están representados casi arbitrariamente en el espacio 2D.

### **8.3 Evaluación y comparación del estado de condición de los arrecifes coralinos**

Se definió el estado de condición de los dos arrecifes en los dos tiempos a través del análisis de indicadores positivos y negativos (healthyreefs, 2012; Garza Pérez, 1999). La medición del estado de condición se determinó a partir de literatura consultada, de datos reportados en los arrecifes del Caribe y en la zona de estudio. A partir de estos se establecieron los indicadores, así como sus rangos para determinar la salud arrecifal en diferentes categorías, posteriormente se observaron similitudes a los establecidos por healthy reef for healthy people, por lo que se decidió ajustar los indicadores y sus rangos con los establecidos por healthy reef for healthy people (tabla 3 y 4). Los indicadores a considerar fueron, el porcentaje de cobertura de corales, la incidencia de enfermedades, y el porcentaje de cobertura de algas, otorgándoles un valor de 1 a 5 de acuerdo al estado de salud que este porcentaje representa (Tabla IV). Los porcentajes de cobertura se obtuvieron a partir del método de conteo de puntos aplicado en la caracterización, el porcentaje de incidencia de enfermedades se obtuvo a partir de un análisis continuo de los videotransectos. Para determinar el estado de condición se obtuvo un promedio de los valores correspondientes a cada indicador. Se obtuvo un índice de estado de condición para cada transecto y posteriormente se promediaron estos valores (Anexo 8).

Se comparó el valor obtenido en cada zona arrecifal para cada uno de los dos tiempos evaluados para determinar el cambio en el estado de condición en el decenio de estudio. Por

medio de un análisis de correlación de Pearson se analizó la relación entre la densidad de colonias y la incidencia de enfermedades.

**Tabla 3.** Rango de datos para cada uno de los indicadores propuestos a partir de estudios anteriores. Donde se establecieron rangos desde 1 (crítico) hasta 5 (Muy bien) para el valor promedio de cada indicador.

Indicencia de enfermedades	Muy bien	bien	regular	mal	crítico
Santavy <i>et al.</i> , 2005	0	.1-2	2-4	4-6	>6
Weil, 2005	0-9	.9-5	5-10	10-15	15-20
Ward <i>et al.</i> , 2006	0-1	1-4	4-8	8-10	>10
(Arrecife saludable para gente saludable) 2008-2012	0-1.0	1.1-1.9	2.0-3.9	4.0-6.0	>6.0
Cobertura de coral (%)	Muy bien	bien	regular	mal	crítico
Garza Perez <i>et al.</i> , 2010				<15	<10
Somerfield <i>et al.</i> , 2008	≥ 40	20-39.9	10-19.9	5-9.9	<5
Caballero <i>et al.</i> , 2009	>40		10-20		<10
(Arrecife saludable para gente saludable) 2008-2012	>20	13-20	8-12.9	4-7.9	.1-3.9
Cobertura de macroalgas (%)	Muy bien	bien	regular	mal	crítico
Garza Perez <i>et al.</i> , 2010				7-15	>28
Caballero <i>et al.</i> , 2009			10-20	>20	
(Arrecife saludable para gente saludable) 2008-2012	0-9	1.0-5.0	5.1-12.0	12.1-25	>25

**Tabla 4.** Rango de datos de cada uno de los indicadores, con su valor correspondiente. Rango de clasificación desde 1 (crítico) hasta 5 (Muy bien) para el valor promedio de cada indicador propuesto por Healthy Reefs for healthy people, (año).

Indicadores	Muy bien	bien	regular	mal	crítico
Valores	5	4	3	2	1
Cobertura de coral (%)	≥ 40	20-39.9	10-19.9	5-9.9	< 5
Cobertura de macroalgas (%)	0-9	1.0-5.0	5.1-12.0	12.1-25	>25
Incidencia de enfermedades Caribe en general (%)	0-1.0	1.1-1.9	2.0-3.9	4.0-6.0	>6.0

**Índice integrado de salud arrecifal**

Muy bien	> 4.2-5
Bien	> 3.4-4.2
Regular	> 2.6-3.4
Mal	> 1.8-2.6
Crítico	1-1.8



#### **8.4 Determinación del cambio en la estructura comunitaria a través del tiempo (Índice de estructura arrecifal).**

Se comparó la estructura comunitaria coralina arrecifal entre Akumal y Mahahual por medio de un índice de estructura arrecifal propuesto por Garza Pérez y colaboradores. Se llevó a cabo una modificación de este índice a partir de los valores publicados sobre tasa de extensión y tasa de calcificación de los corales, dándole valor de 1 a los corales del género *Acropora*, con mayor tasa de calcificación, tasa de extensión, además de que este género presenta mayor densidad, posteriormente se dieron valores de acuerdo a esta contribución estructural, .55, como por ejemplo a *Orbicella faveolata*, *Orbicella annularis*, *Porites astreoides*, .25 a los de menor acreción, y menor tasa de calcificación, como *Undaria agaricites* y *Agarcias sp*, y de .1 a las especies con menos participación constructora como *Sidereastrea radians*, *Scolymia wellsi* (tabla V) (Álvarez Filip *et al.*, 2013; com.pers. de Carricart Ganivet, 2014). Para la obtención de este índice se calculó la cobertura coralina (CC), la complejidad topográfica (CT), y un índice potencial de preservación de estructura coralina (IPPEC), este último corresponde a los valores asignados a los corales escleractinios dependiendo de su estructura y funcionamiento, así como su contribución a la rugosidad y complejidad topográfica.

$$\text{IEA} = (\text{IPPEC}) * (\text{CC}) * (\text{CT})$$

$$\text{IPPEC} = (a^1 \dots a^n * 1) + (b^1 \dots b^n * 0.55) + (c^1 \dots c^n * 0.25) + (d^1 \dots d^n * 0.1)$$

**Tabla 5.** Lista del índice potencial de preservación de estructura coralina (IPPEC) por especie de corales escleractinios.



<b>1</b>	<p><i>Acropora Cervicornis</i> <i>Acropora palamta</i></p>
<b>.55</b>	<p><i>Colpophyllia nathans</i> <i>Dendrogyra cylindrus</i> <i>Diploria labyrinthiformis</i> <i>Pseudodiploria clivosa</i> <i>Pseudodiploria strigosa</i> <i>Orbicella annularis</i> <i>Montastraea cavernosa</i> <i>Orbicella faveolata</i> <i>Orbicella franksi</i> <i>Siderastrea siderea</i> <i>Porites astreoides</i></p>
<b>.25</b>	<p><i>Agaricia grahamae/undata</i> <i>Agaricia lamarcki</i> <i>Madracis auretenra</i> <i>Madracis decactis</i> <i>Madracis formosa</i> <i>Madracis marabilis</i> <i>Meandrina meandrites/jacksoni</i> <i>Porites porites</i> <i>Porites divaricata</i> <i>Porites furcata</i> <i>Solenastrea spp</i> <i>Stephanocoenia intersepta</i> <i>Undaria agaricites</i> <i>Undaria tenuifolia</i> <i>Dichocoenia stokesii</i></p>
<b>.1</b>	<p><i>Agaricia fragilis</i> <i>Eusmilia fastigiata</i> <i>Favia fragum</i> <i>Helioseris cucullata</i> <i>Isophyllastrea rigida</i> <i>Isophyllia sinuosa</i> <i>Millepora alcicornis</i> <i>Milepora complanata</i> <i>Mussa angulosa</i> <i>Mycetophyllia lamarckiana</i> <i>Mycetophyllia aliciae</i> <i>Mycetophyllia ferox</i></p>

La estimación de la complejidad topográfica se llevó a cabo con la ayuda de una cadena de 16 metros para el 2001, y una de 20 metros para el 2010-2011, esta cadena va siguiendo el relieve del arrecife, el contorno de los corales, y del sustrato, esto se realizó sobre la cinta de 50 metros sobre la que se llevó a cabo la toma del videotransecto. La cadena tiene en su extremo una marca la cinta se coloca bajo esta marca y se mide la extensión que alcanzó la cadena. El valor de la longitud alcanzada por la cadena sobre el sustrato es dividido por la longitud de la cadena, la relación obtenida, a la inversa, se toma como un valor de complejidad topográfica (CT), siendo cero (0) completamente plano y uno (1) máxima complejidad topográfica (Zainul, 2010; Garza Pérez, 2004). Se parte de la premisa de que no importa la diferencia entre comunidades arrecifales en el tiempo 1 y tiempo 2, solo queremos definir con esta metodología la magnitud del cambio en la estructura comunitaria.

$$CT = 1 - d/Lc$$

En donde: **d** = longitud alcanzada por cadena sobre sustrato.

**Lc** = longitud de la cadena (16m o 20 m, en este caso).

Debido a que la longitud de la cadena en el tiempo uno (2000-2001) fue de 16 metros, además de que el material era distinto en comparación con la cadena del tiempo dos (2010-2011), se tomaron medidas con ambas cadenas posicionadas una sobre la otra en varias estaciones muestreadas. Se determinó las diferencias de la complejidad topográfica entre los datos obtenidos con ambas cadenas encontrando una sub estimación en el tiempo 1 (con la cadena de plástico de 16 metros) de 5.82% (porcentaje de diferencia entre los datos obtenidos con las diferentes cadenas) con respecto a la obtenida en el tiempo 2 (con la cadena de metal de 20 metros), este error se ajustó a los datos del tiempo uno  $[(CT1) + (CT1 * .58)]$  (figura 9).



Figura 9. Ejemplo de la posición de las cadenas (20 metros imagen izquierda, 16 metros imagen derecha) sobre el relieve del arrecife siguiendo la y cinta de 50m.

El índice de estructura arrecifal fue analizados mediante el programa “Rstudio” (GLM). Para determinar la significancia estadística en el tiempo entre zonas arrecifales para ambos arrecifes bordeantes, se realizó una prueba de Wilcoxon debido al tamaño y naturaleza de los datos, número pequeño de muestra, y no presentar los datos características paramétrica.

### **8.5 Análisis de hábitats arrecifales.**

Para definir un esquema de clasificación que represente adecuadamente a los diferentes hábitats arrecifales, se realizó un análisis aglomerativo (cluster), a partir de los promedios y rangos de valores de cada componente biótico y de sustrato en las estaciones muestreadas para Mahahual y Akumal en los dos tiempos distintos. El número de clases se determinó a partir del análisis para frente y pendiente. Cada clase representa rangos de valores de coberturas de las variables a considerar, como de los grupos funcionales y sustratos (Sheppard *et al.*, 1995; Kendall *et al.*, 2004; Garza Pérez, 2004). Mediante la identificación del hábitat o hábitats que presenten características de altas, moderadas o bajas coberturas de los diferentes grupos funcionales, se llevó a cabo un análisis de número de estaciones pertenecientes a dicho hábitat, o hábitats dependiendo el caso para cada arrecife a comparar.

## **8.6 Estimación espacial y temporal de las modificaciones antrópicas en el paisaje a lo largo de una década en las zonas costeras.**

Las imágenes Landsat se obtuvieron en el portal Global Land Cover Facility (<http://glcf.umiacs.umd.edu/>), 73 escenas completas de las imágenes compuestas fueron delimitadas al área de estudio (ENVI 4.7). Se obtuvieron 18 para Akumal y 20 para Mahahual. La correspondencia espacial de imágenes se revisó visualmente, al ser imágenes del mismo sensor y procesadas por la misma agencia, se estableció que todas las escenas seleccionadas tenían una correspondencia espacial al 100% y podían ser utilizadas para este estudio de estimación y evaluación de cambio. De esas imágenes se eligieron 10 imágenes para Akumal y Mahahual.

Para delimitar el área de estudio en las zonas de Akumal y Mahahual, (10,367 ha y 9823 ha, respectivamente), se realizaron recortes de las áreas de interés, usando el software ENVI 4.7 (ITT), sobre las imágenes compuestas de la escena completa. Analizando visualmente cada uno de los recortes se rechazaron aquellas imágenes que contenían una elevada cobertura nubosa y aquellas con un valor determinado por la USGS como bajo. Se escogieron las que presentaban características ópticas óptimas y de baja nubosidad.

El instrumento scanner por el cual se obtienen estas imágenes Landsat tuvo un fallo en el 2003 por lo que las imágenes obtenidas a partir de ese año presentan errores en modo "SLC-off" (USGS, 2001), lo que significa que faltan ciertas partes de la imagen, sin embargo, para corregir esta ausencia de datos en las escenas, se llevó a cabo un proceso de generación de mosaicos georreferidos con el software ENVI 4.7, y así se pudieron completar las escenas para un análisis anual con otras imágenes del mismo año (figura 10). Se elaboraron en total 25 mosaicos a partir de al menos dos imágenes complementarias para cada año, para ambos sitios de estudio. Se eligieron aquellas imágenes que completaran las partes faltantes de la imagen, o varias imágenes del mismo año que pudieran completar las porciones faltantes de cada imagen, sobreponiendo las imágenes hasta lograr una sola completa. Al final se escogieron 8 mosaicos para Akumal y 9 para Mahahual, con las mejores características ópticas, de cobertura de datos y de nubosidad.

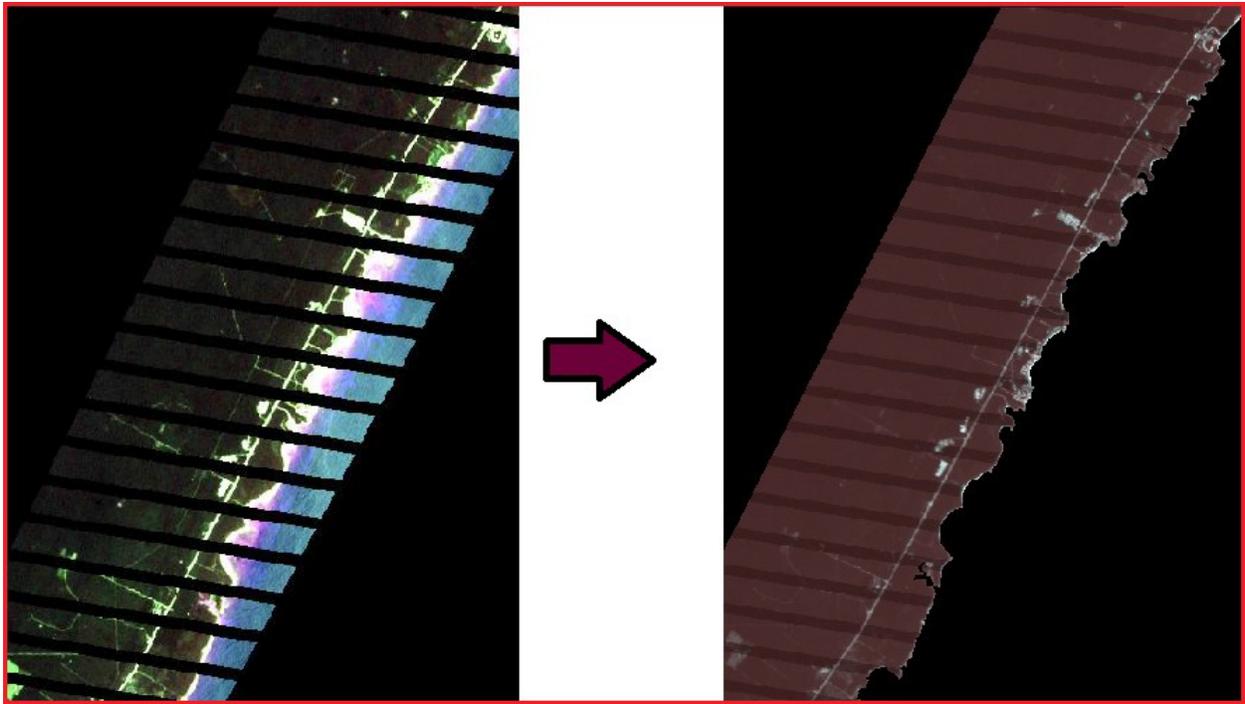


Figura 10. Se muestra una imagen de tipo "SLC-off" (imagen izquierda) en la cual se observan faltantes en ciertas partes de la imagen, mediante dos imágenes del mismo año se corrigió mediante el proceso de generación de mosaicos georreferidos con el software ENVI 4.7 (imagen derecha).

Las imágenes compuestas y recortadas en ENVI 4.7 se exportaron a ArcMap 10 (Esri Inc.) Mediante una digitalización en pantalla de las imágenes de satélite en el software se obtuvieron archivos vectoriales ("shapefiles") del área modificada por actividades antrópica. Se optó por llevar a cabo una digitalización manual del área no modificada, y no de la modificada, ya que manualmente era menos complejo. Las imágenes al presentar cambios de diversos orígenes, nubes, sombras, humedales, entre otros hizo complicado reconocer aquellos de carácter antropogénico, que en este caso fueron los de interés, con ayuda de las imágenes de alta resolución de Google Earth se compararon las zonas consideradas con modificación antropogénica, y se detectaron errores. Se obtuvieron imágenes compuestas a partir de las imágenes originales de Landsat 7 pero esta vez utilizando 6 bandas con ayuda del programa ERDAS, incluyendo la banda 8 pancromática, que es útil para el seguimiento de los cambios territoriales buscados. Se recortaron las áreas de estudio con ayuda del programa ENVI 4.7 a cada una de estas imágenes compuestas de 6 bandas, y se llevó a cabo un proceso de pansharpening por medio del programa HighView. El proceso de pansharpening mejoró la resolución espacial de imágenes multiespectrales (Geosage, 2004).

De las seis bandas que componen las imágenes compuestas, se pueden escoger diferentes combinaciones de 3 bandas produciendo una gama de imágenes de color compuesto que realza diferentes características del paisaje, entre ellas el terreno modificado antropogenicamente. Cada banda resalta diferentes objetos, su elección depende de lo que se desea resaltar de la imagen (Tabla VI) (Fernández-Coppel *et al.*, 2001).

**Tabla 6.** Ejemplo de combinaciones de bandas empleadas en el análisis visual de imágenes satelitales (Fernández-Coppel *et al.*, 2001).

<b>Combinación</b>	<b>Tipo de estudio</b>
3,5,7	Erosión de suelos
3,5,4	Erosión de suelos
3,4,5	Sectores Ambientales
3,4,7	Sectores Ambientales
2,3,4	Sectores Ambientales
1,5,7	Clasificación de coberturas
2,5,7	Clasificación de coberturas
1,4,5	Clasificación de coberturas
2,4,7,	Clasificación de coberturas
2,4,5	Clasificación de coberturas
1,3,5	Geología
3,5,4	Clasificación de suelos

<b>RGB</b>	<b>Color verdadero</b>	<b>Tal cual se vería a través de los ojos</b>
NIR	Color falso (IR, CIR)	Similar a una fotografía infrarroja
MIR	Pseudo-color	Los colores no representan las características en color natural.

\*IR infrarrojo, CIR cercano al infrarrojo.

Las coberturas presentan ciertas semejanzas radiométricas en el espectro solar, se llevó a cabo una clasificación supervisada y se observó que en este caso no pudo ser útil ya que los humedales y carreteras se clasificaban como una sola clase.

Se delimitó el área de estudio excluyendo la parte marina (ENVI 4.7). Los archivos vectoriales del área modificada obtenidos a partir de las imágenes de satélite en el software ArcMap 10 fueron recortados y medidos en al ArcView 3.2, por medio de este programa se obtuvieron las hectáreas modificadas por actividades antrópicas. Con el objetivo de obtener la sobre-estimación del área cubierta por los archivos vectoriales basados en imágenes Landsat, se

utilizaron imágenes IKONOS, WorldView y Geoeye (SpacelMaging Inc.), las cuales tienen mayor resolución espacial, para determinar la diferencia de hectáreas calculadas de tierra no modificada en las imágenes Landsat. Las imágenes Ikonos tienen una resolución espacial de 4 x 4 m por píxel (cortesía del programa NASA/USF) presentan una cobertura de nubes mínima sobre las áreas de interés para ésta investigación y una alta resolución espacial. El tratamiento de las imágenes de satélite de alta resolución IKONOS, WorldView y Geoeye se llevó a cabo en el software ENVI 4.7 en donde se realizó el recorte del área de estudio, se exportó a ArcMap 10 donde se llevó a cabo la delimitación del área de interés mediante la digitalización en pantalla obteniendo un archivo vectorial de la zona modificada, posteriormente en el programa ArcView 3.2 se obtuvo solo el área modificada en tierra y el cálculo en hectáreas de dicha área. Se compararon las hectáreas obtenidas con las imágenes Landsat correspondientes al mismo año y se estimó la diferencia entre ellas.

### **8.7 Exploración de la asociación entre las modificaciones en tierra - estado de condición de los arrecifes.**

A partir de la información obtenida sobre el aumento del cambio en el paisaje costero, en hectáreas, del aumento de la población, de los cambios en el índice de estructura arrecifal para los años 2001- 2010, y 2000-2011 para Akumal y Mahahual respectivamente, así como los valores de cambio en el estado de condición, se analizó la correlación del cambio en la población con las modificaciones en la zona costera. Se llevó a cabo un análisis del cambio entre la correlación de los cambios en la población y la zona costera y la disminución del IEA, y del estado de condición por medio del programa statgraphics 5.1, así como la correlación entre el IEA y el IEC (Garza Pérez, 1999, 2004).

## 9. Resultados

### 9.1 Caracterización de las comunidades bentónicas de dos arrecifes coralinos, Mahahual y Akumal.

De un total de 21 estaciones en el 2001 para Mahahual, se analizaron 7 videotransectos correspondientes al frente y 8 a la pendiente (6 fueron estaciones en la laguna, que se excluyeron de este análisis). En el caso de Akumal para el año 2000, de un total de 31 estaciones, se analizaron 23 videotransectos, 12 correspondieron a estaciones del frente y 11 de la pendiente (8 fueron de la zona de laguna arrecifal y también se excluyeron del análisis). Para el 2010 en Akumal se revisaron 25 videotransectos, 13 correspondientes al frente, y 12 a la pendiente. De 30 estaciones del 2011 en Mahahual, 17 estaciones fueron en el frente, y 13 en la pendiente. A partir del análisis de identificación de puntos se obtuvieron las estimaciones de coberturas de los grandes grupos funcionales:

**Tabla 7.** Lista de los grandes grupos funcionales.

Octocoral	Abanicos
	Plumas
	Ramosos/Arbustivo
Algas	Algas Filam
	Algas Pardas
	Algas Verdes
	Algas Cal/Ar VERDES
	Algas Rojas
	Alcas Calc Rojas
	Algas coralina incrustante
Esponjas	Esponjas
	Pastos
	Zoanthido/Tunicado
Sustrato inerte	Arena
	Sedimento
	Padecería
	Roca/Pavimento/Alga Calcareo
	Coral Muerto

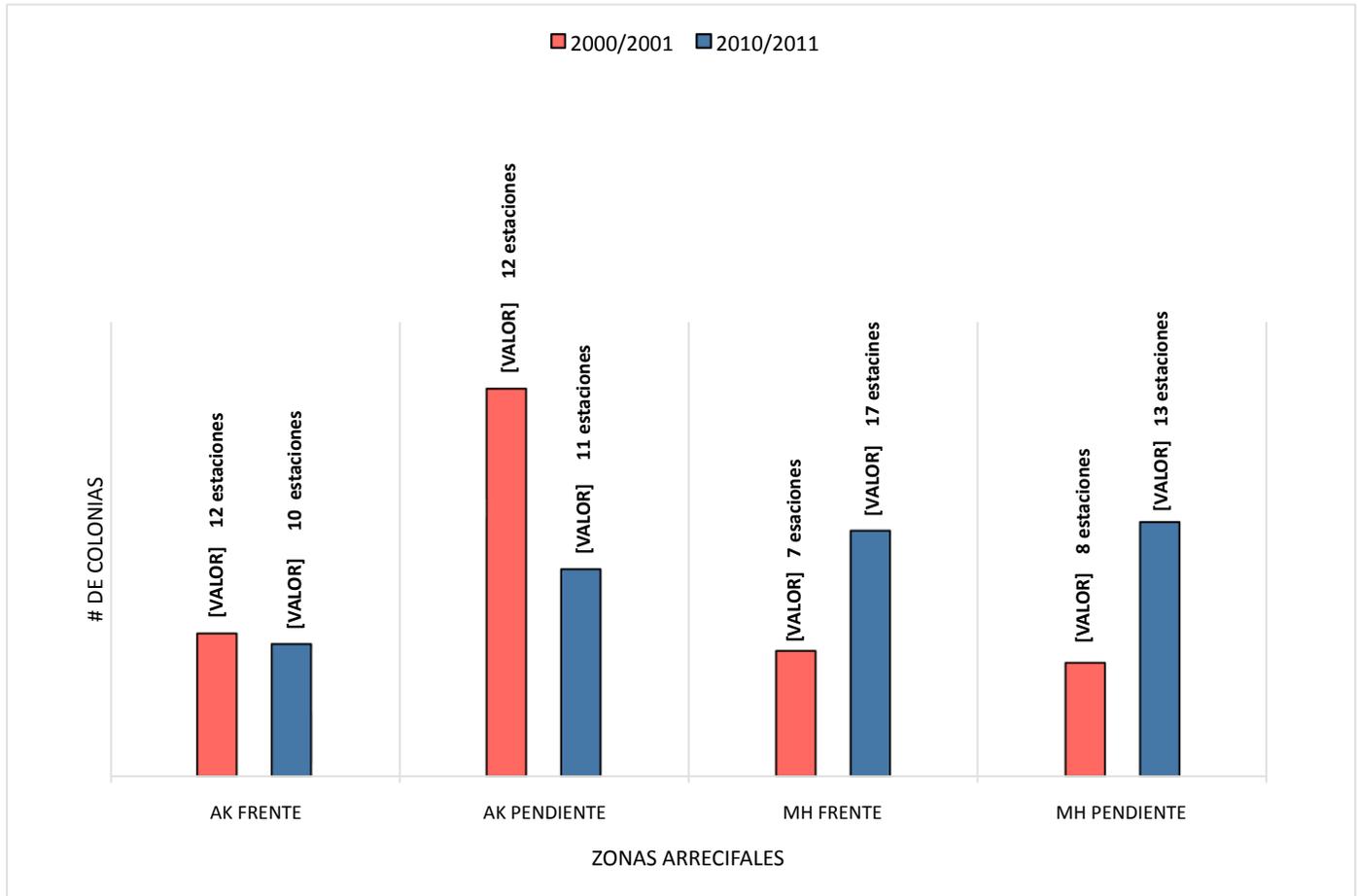


Figura 11. El conteo de colonias mediante el análisis continuo del video.

### 9.1.1.a. Coberturas Grupos Funcionales zona frente y pendiente Akumal 2000 videotransectos no pareados (todas las estaciones muestreadas).

Las zonas arrecifales para el 2000 en el arrecife de Akumal presentaron coberturas similares. La cobertura de algas fue el grupo funcional que tuvo mayor cobertura en cuanto a organismos bentónicos del arrecife,  $32\% \pm 14$  de cobertura en la pendiente y  $31\% \pm 18$  en el frente, tomando

en cuenta las algas verdes articuladas. En este arrecife bordeante la cobertura coralina fue de  $19\% \pm 7$  para ambas zonas arrecifales, los octocorales presentaron una misma cobertura en ambas zonas del arrecife,  $10\% \pm 7$  de cobertura (figuras 12 y 13).

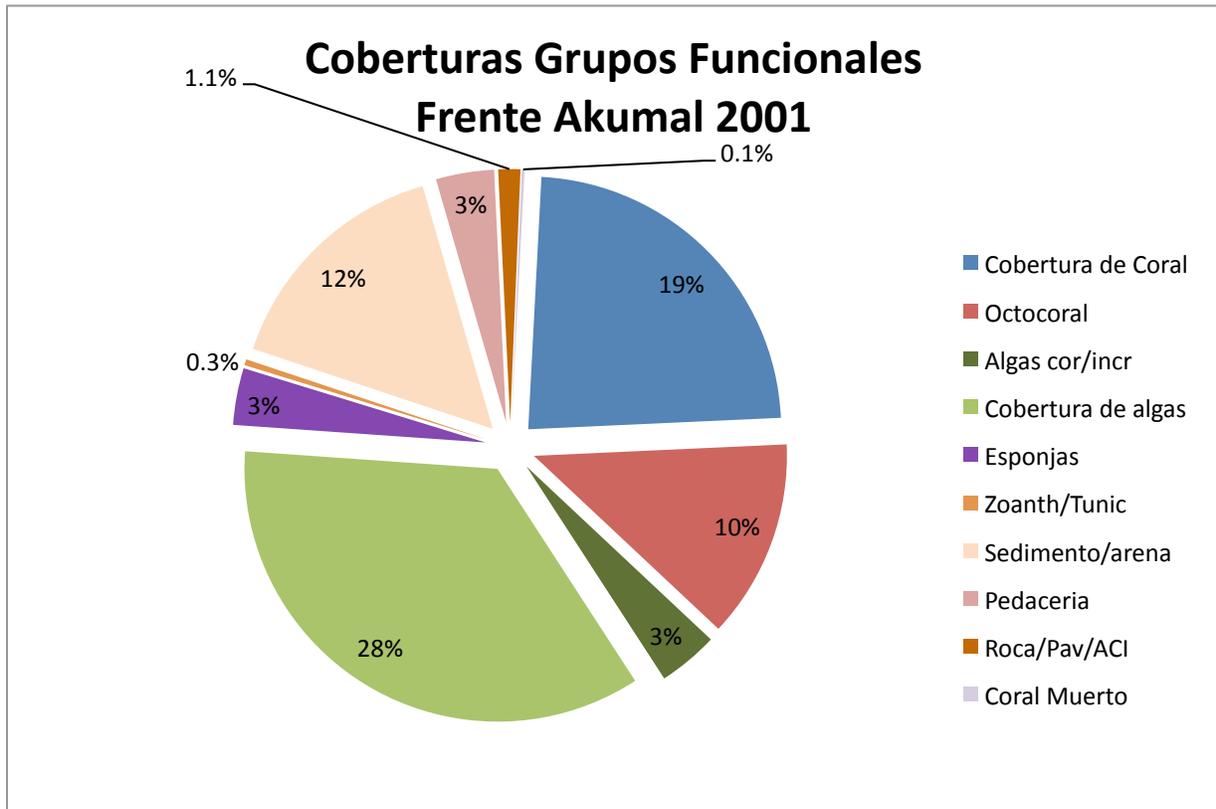


Figura 12. Coberturas de los grupos funcionales en el frente arrecifal de Akumal Q.Roo (Algas Cal/Ar VERDES = algas calcáreas articuladas verdes, Zoanth/Tunic = Zoantidos y Tunicados, Roca/Pav/ACI = Roca/ Pavimento calcáreo/Algas calcáreas incrustantes).

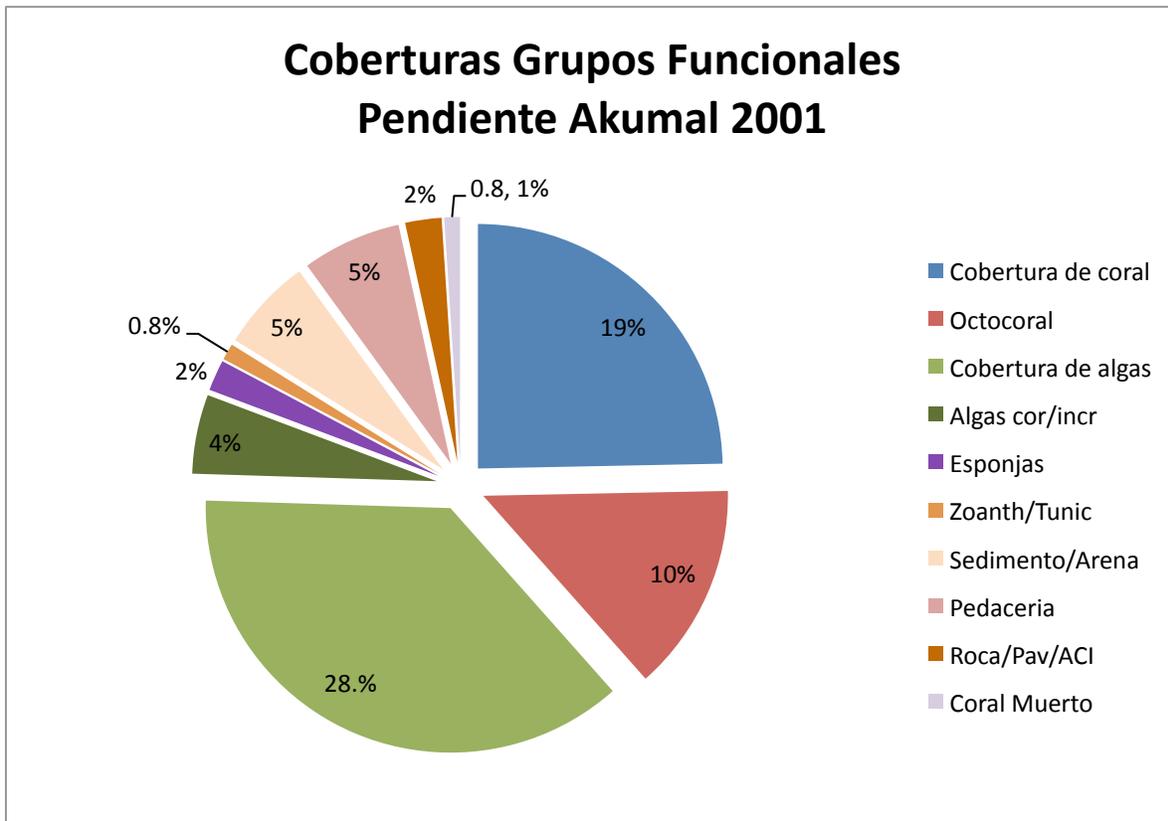


Figura 13. Coberturas de los grupos funcionales en la pendiente arrecifal de Akumal Q.Roo (Algas Cal/Ar VERDES = algas calcáreas articuladas verdes, Zoanth/Tunic = Zoantidos y Tunicados, Roca/Pav/ACI = Roca/ Pavimento calcáreo/Algas calcáreas incrustantes).

#### 9.1.1.b. Coberturas Grupos Funcionales zona frente y pendiente arrecifal Mahahual 2001 transectos no pareados .

La cobertura de corales pétreos fue similar en ambas zonas arrecifales, en el frente fue el grupo funcional con mayor cobertura  $24\% \pm 13$ , en la pendiente la cobertura coralina fue ligeramente mayor con  $26\% \pm 12$  de cobertura. El sustrato inerte de mayor cobertura en el frente fue la categoría de arena y sedimentos con una cobertura promedio de  $22\% \pm 17$ . Las coberturas de algas fue menor en el frente con una cobertura de  $25\% \pm 8$  de macroalgas y  $3\% \pm 1$  de algas verdes articuladas, es decir  $28\%$  de cobertura algal, en el caso de la pendiente la cobertura algal fue de  $37\% \pm 15$  (figuras 14 y 15).

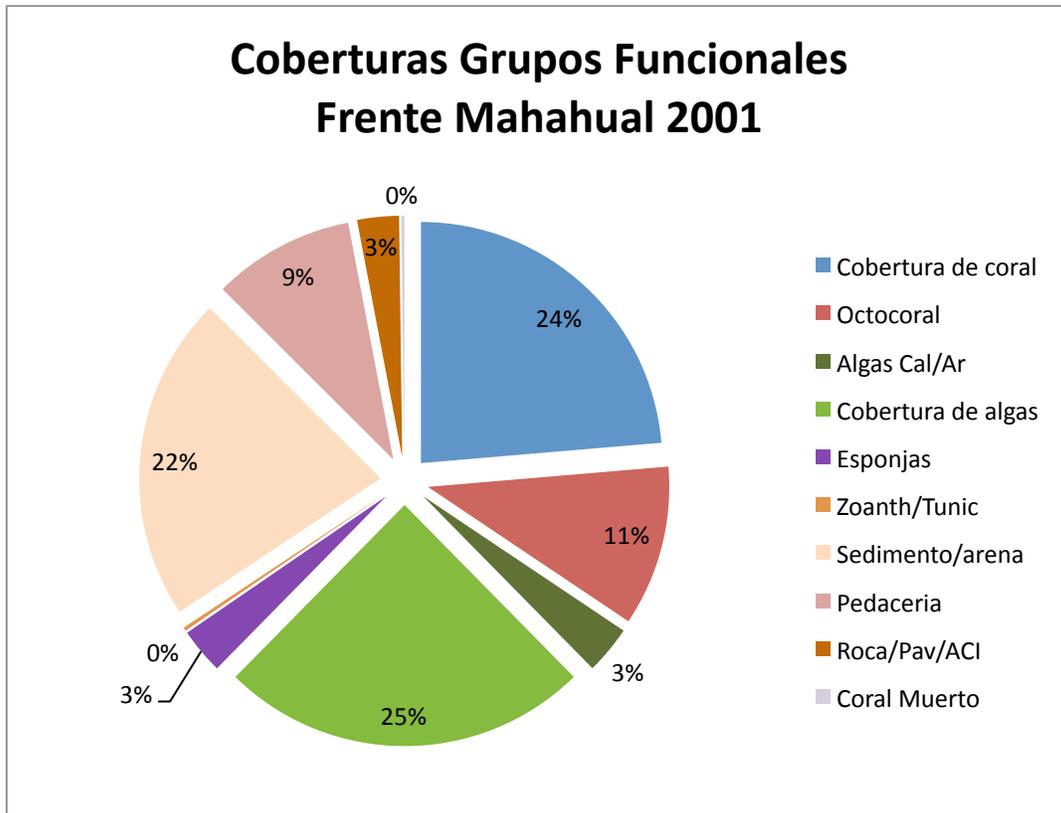


Figura 14. Coberturas de los grupos funcionales en el frente arrecifal de Mahahual Q.Roo (Algas Cal/Ar VERDES = algas calcáreas articuladas verdes, Zoanth/Tunic = Zoantidos y Tunicados, Roca/Pav/ACI = Roca/ Pavimento calcáreo/Algas calcáreas incrustantes).

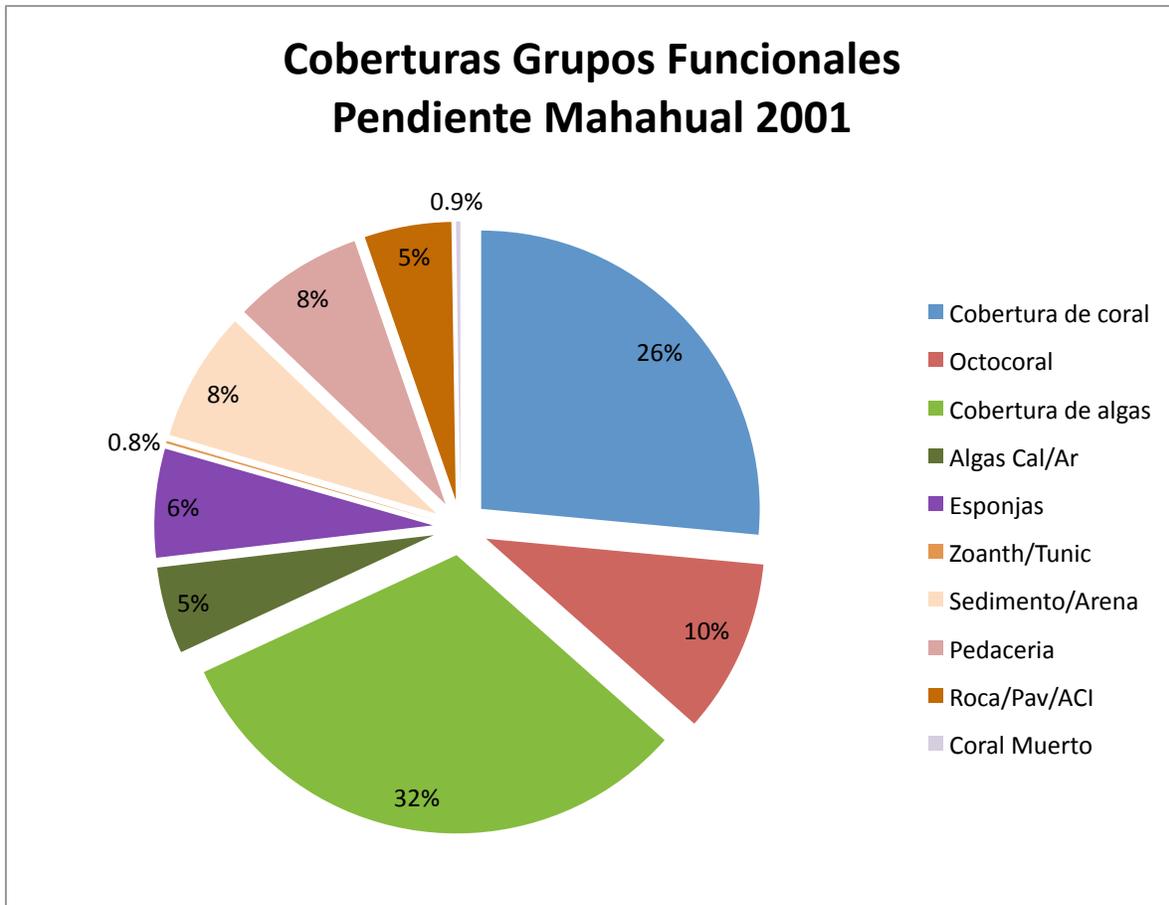


Figura 15. Coberturas de los grupos funcionales en la pendiente arrecifal de Mahahual Q.Roo (Algas Cal/Ar VERDES = algas calcáreas articuladas verdes, Zoanth/Tunic = Zoantidos y Tunicados, Roca/Pav/ACI = Roca/ Pavimento calcáreo/Algas calcáreas incrustantes).

#### 9.1.1.c. Coberturas de coral y algas de todos los videotransectos en Akumal por zona arrecifal 2000/2010.

En el frente arrecifal se encontró una mayor cobertura coralina en comparación con la pendiente. En ambas zonas de estudio la cobertura de macroalgas aumentó en una década, la disminución de corales se observa tanto en el frente de Akumal en el tiempo (figura 16).

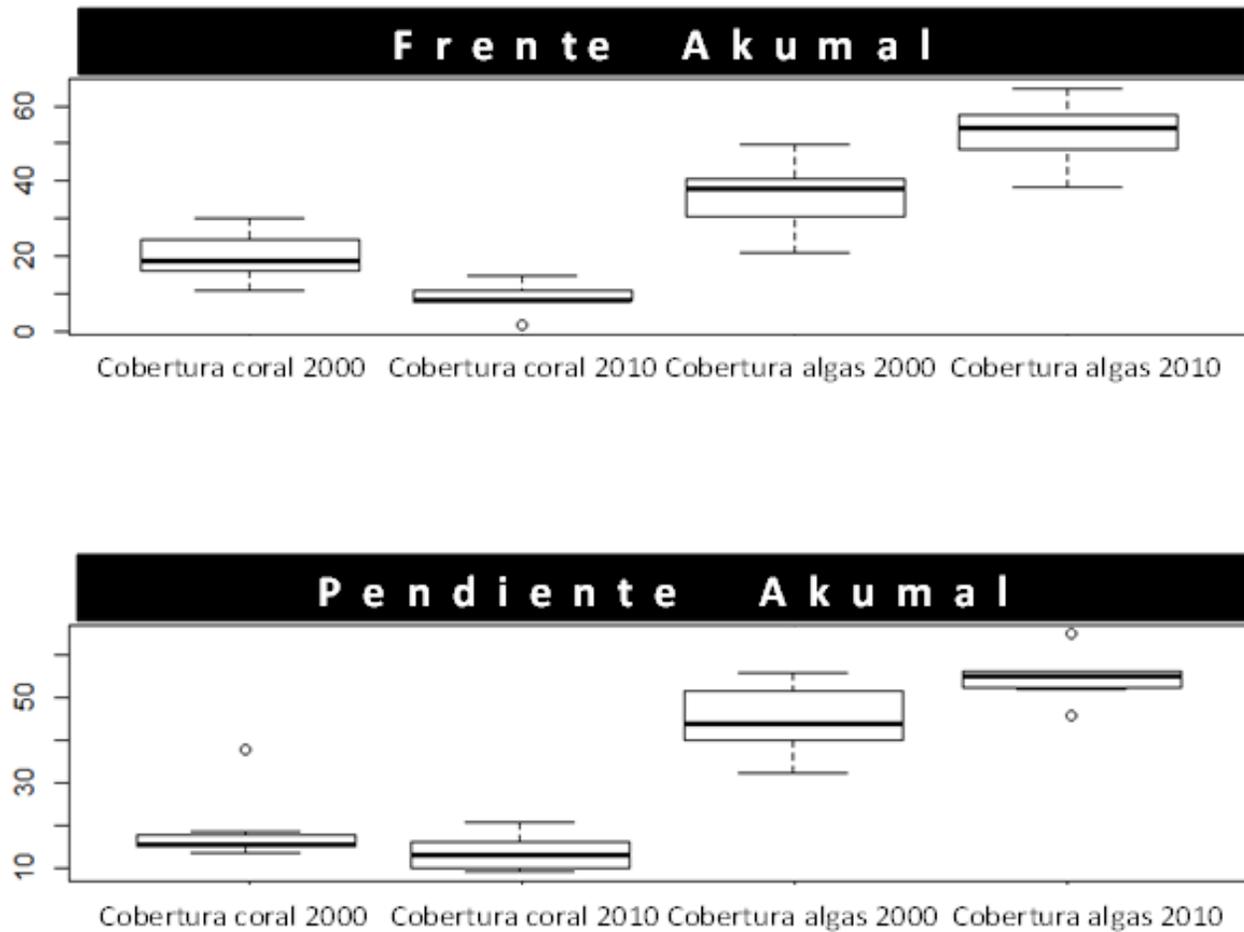


Figura 16. Coberturas de corales y algas de todas las estaciones del frente y pendiente de Akumal 2010/2000.

#### 9.1.1.d Mahahual cobertura de coral y algas 2000 y 2010.

En ambas zonas arrecifales del arrecife de Mahahual se observó una disminución de la cobertura coralina en un decenio de estudio, de igual manera se registró un aumento en la cobertura

coralina siendo mayor el cambio en la pendiente arrecifal (figura 17).

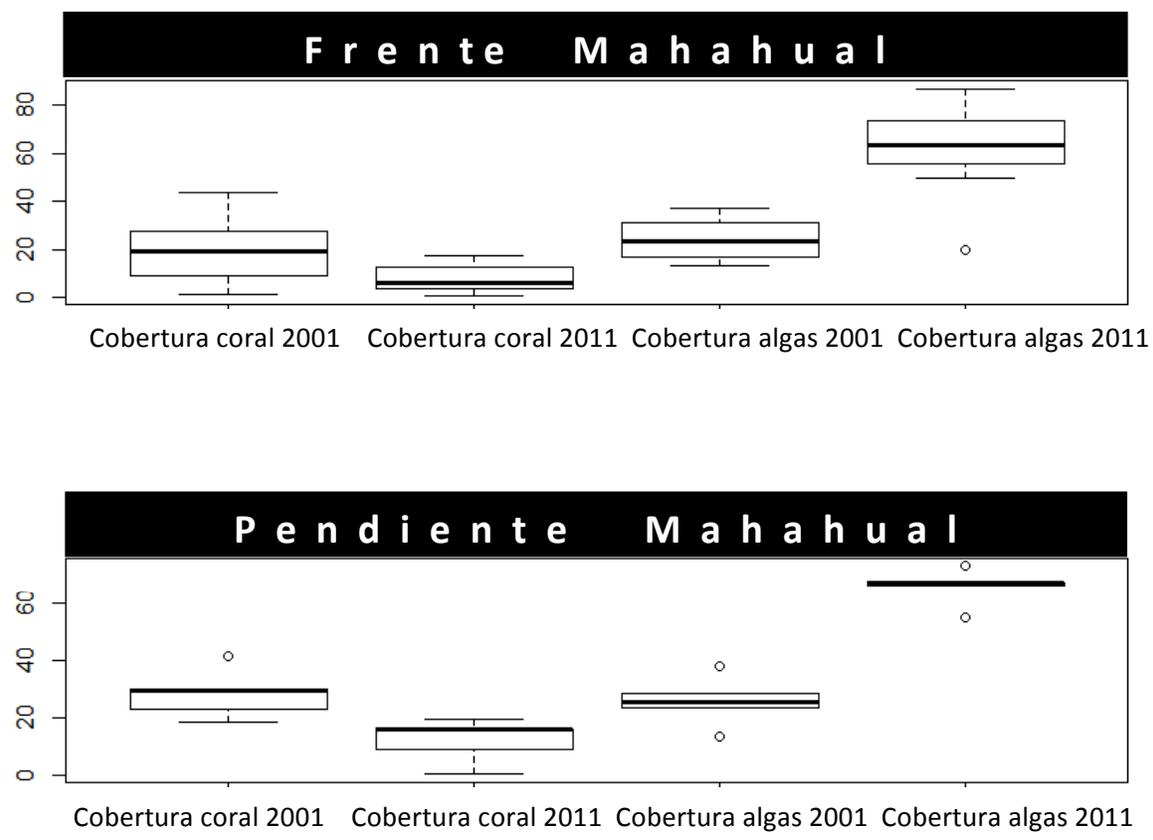


Figura 17. Coberturas de corales y algas de todas las estaciones del frente y pendiente de Mahahual 2001/2011 

**9.1.2. Abundancia Relativa de corales en los arrecifes de Akumal 2000/2010 y Mahahual 2001/2011 correspondientes a todas las estaciones.**

**9.1.2.a. Frente Arrecifal Akumal 2000**

El frente arrecifal presentó mayor abundancia de *Orbicella annularis*, el 13% de los corales totales en esta zona arrecifal pertenecieron a esta especie. En esta zona 14 especies representaron el 90% de la cobertura coralina total, de los cuales 12% correspondieron a la especie *Porites astreoides* seguida del 11% de *Orbicella faveolata* (figura 18).

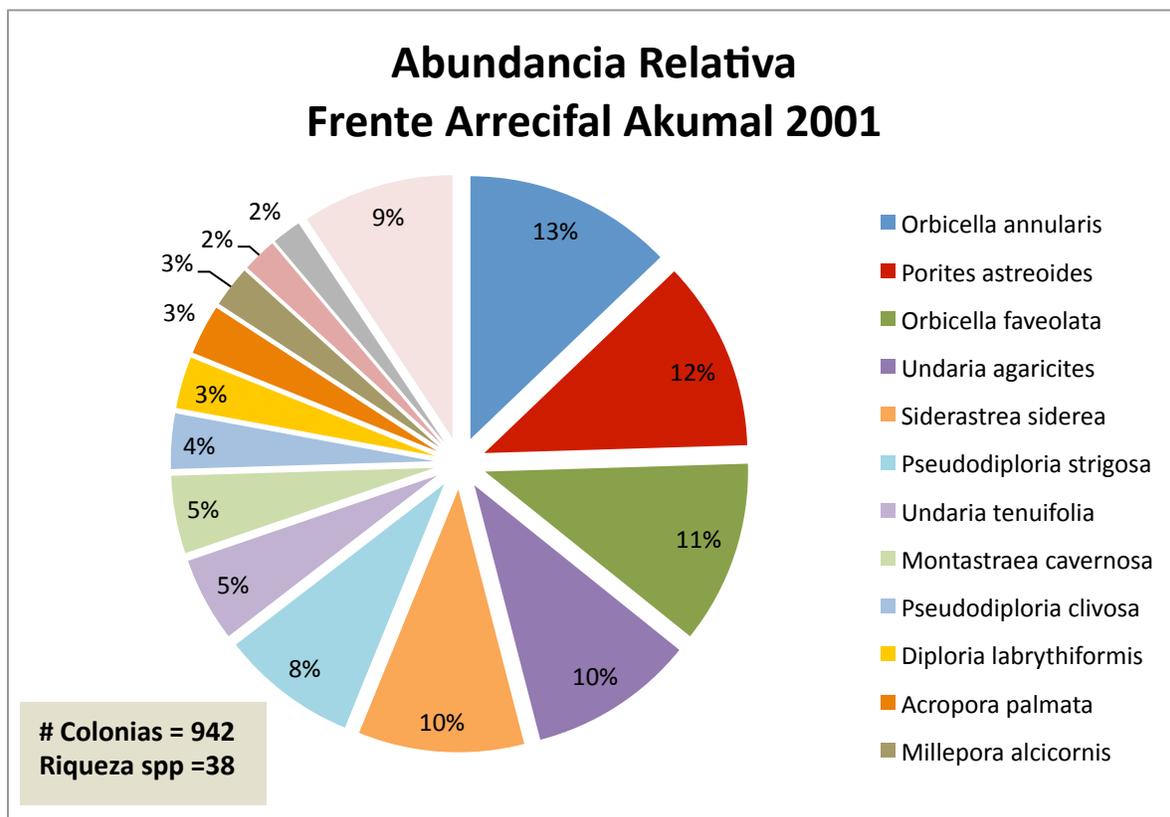


Figura 18. Densidad de colonias /m<sup>2</sup> en el frente arrecifal Akumal, Q. Roo.

### 9.1.2. b. Pendiente Arrecifal Akumal 2000

La zona del arrecife de la pendiente se encuentra dominada por las especies *Orbicella faveolata* y *Porites astreoides* representando el 40% de un total de 1232 colonias encontradas en esta zona. La riqueza de especies coralinas de la pendiente del arrecife de Akumal en el 2000 fue de 33 especies (figura 19).

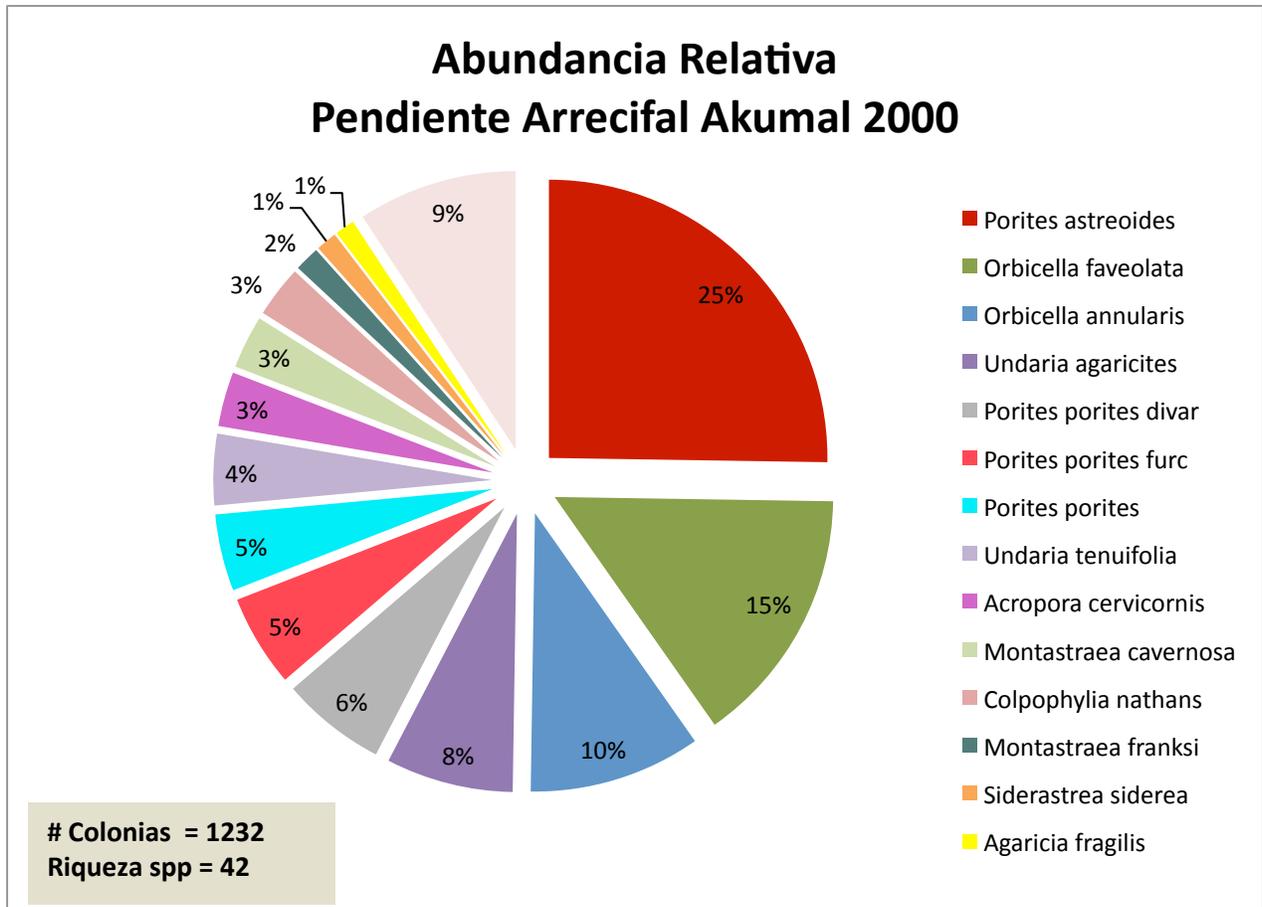


Figura 19. Densidad de colonias /m<sup>2</sup> en la pendiente arrecifal Akumal, Q. Roo.

### 9.1.3 Abundancia coralina relativa Mahahual 2001

#### 9.1.3.a. Frente Arrecifal Mahahual 2001.

En esta zona arrecifal el coral más abundante fue *Porites astreoides*, el 15% de 827 colonias contadas en esta zona pertenecieron a esta especie. Las 16 especies más abundantes en esta zona representaron el 90% de las especies totales encontradas. La riqueza de especies del frente fue de 34 especies (figura 20).

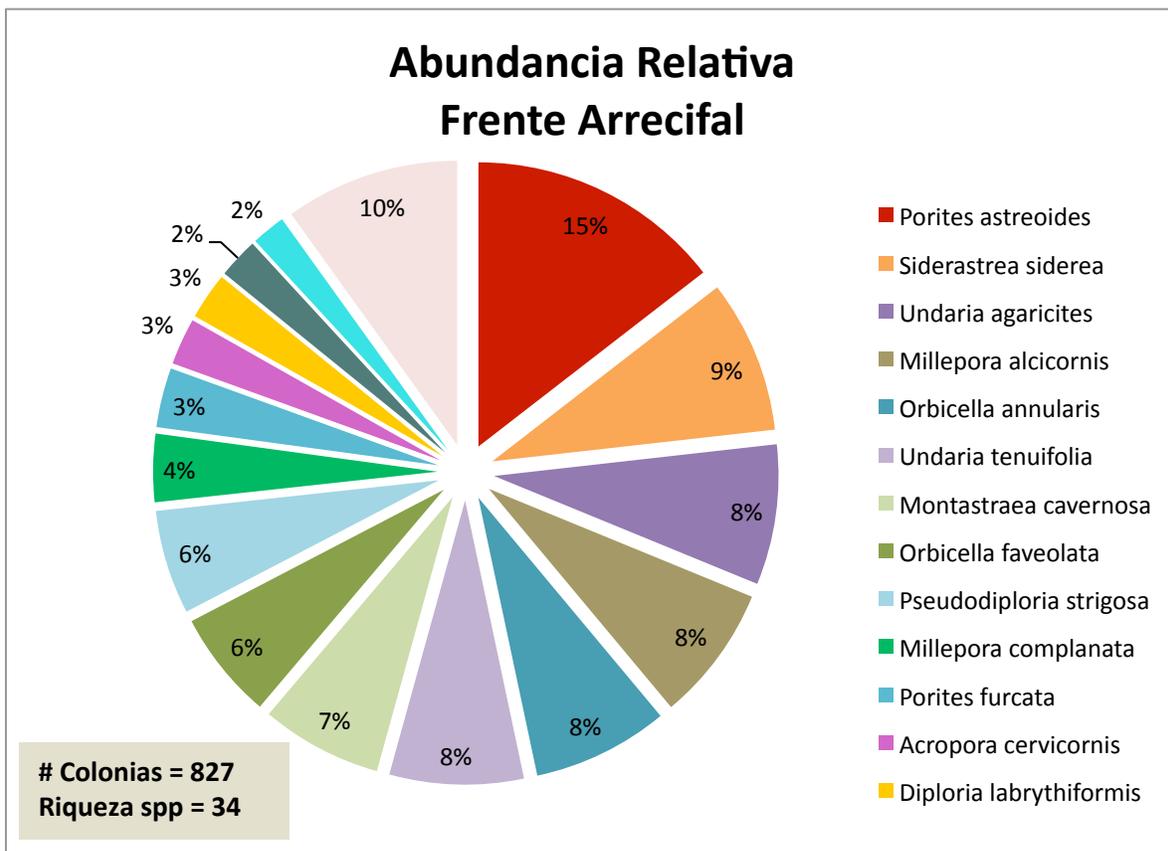


Figura 20. Densidad de colonias /m<sup>2</sup> en el frente arrecifal Mahahual, Q. Roo.

### 9.1.3.b. Pendiente Arrecifal Mahahual 2001

La pendiente arrecifal de Mahahual en el 2001 presentó una abundancia del 17% de *Undaria agaricities* y 13% de *Montastrea faveolata*, es decir el 30% de las especies correspondían a estas especies. Las 18 especies más abundantes representaron el 90% de un total de 749 colonias contadas. La riqueza en esta zona del arrecife en el 2001 correspondió a 36 especies con un total de colonias de 749 (figura 21).

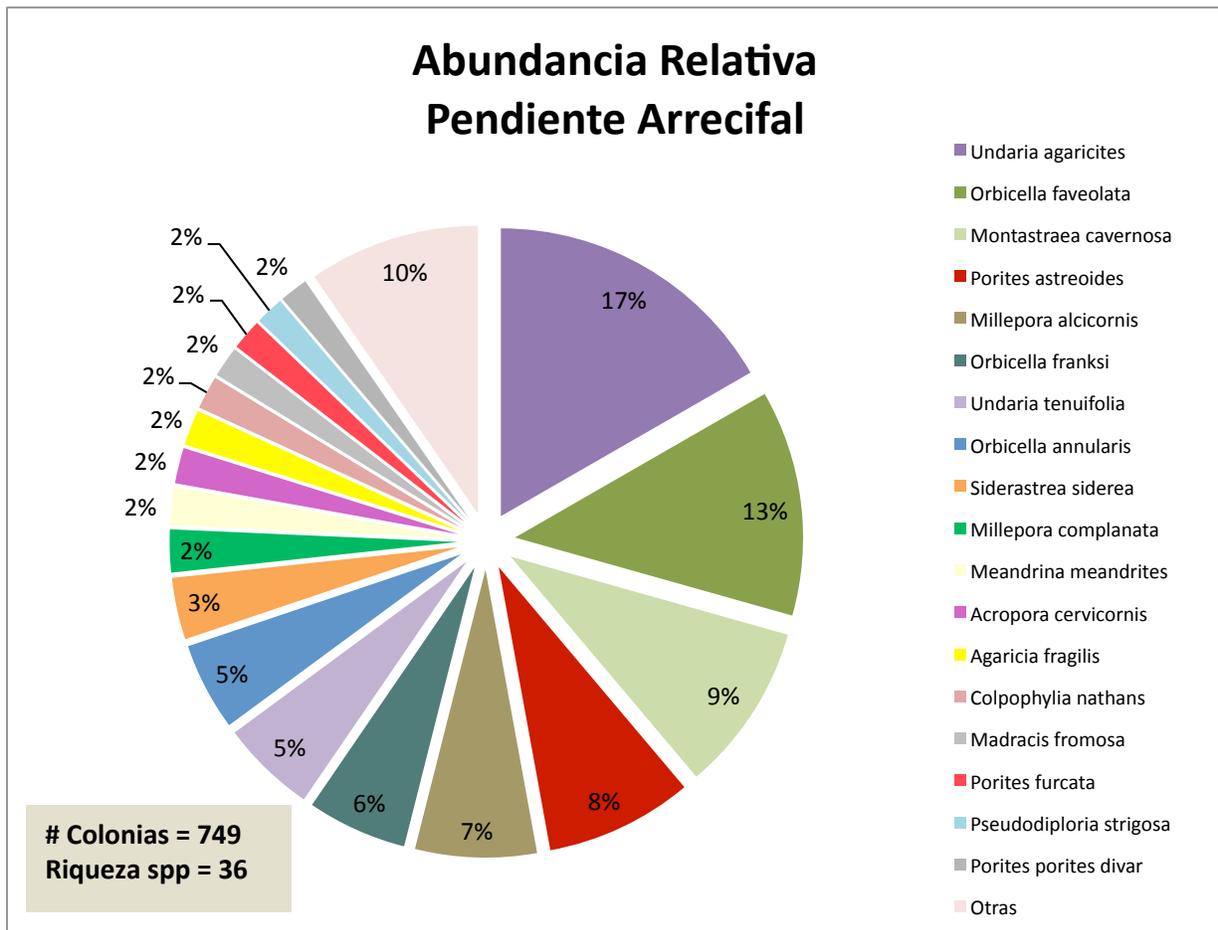


Figura 21. Densidad de colonias /m<sup>2</sup> de la pendiente arrecifal Mahahual, Q. Roo.

## 9.2 Caracterización de las comunidades bentónicas Mahahual y Akumal (videotransectos pareados).

A partir de las estaciones pareadas (figuras 7 y 8) se llevó a cabo el análisis exploratorio de los datos obtenido mediante el programa R (R) se observó que las coberturas coralinas entre zonas arrecifales fueron muy similares en ambos arrecifes en el tiempo uno (2000-2001). El frente de Akumal en el 2000 presentó una media de  $19.64 \pm 6$  y la pendiente de  $17.98 \pm 8$  (Tabla 7). El grupo funcional más abundante en ambas zonas arrecifales fue el de las algas, presentando la zona de la pendiente una mayor cobertura que la zona del frente. El segundo grupo funcional más abundante en la zona del frente fue el de arena/sedimento. La cobertura de algas en el 2010 mantuvo una similitud entre zonas presentando una cobertura de  $54\% \pm 7$  en el frente, y  $55\% \pm 5$  en la pendiente, siendo el grupo funcional de organismos arrecifales bentónico de mayor cobertura. La cobertura de coral en el caso del frente fue de  $8.37\% \pm 4$ , siendo más alta en la zona de la pendiente con  $13.43\% \pm 4$  (Tabla 8).

**Tabla 8.** Cobertura de grandes grupos funcionales Akumal 2000.

	Frente				Pendiente			
	Mínimo	Mediana	Promedio	Máximo	Mínimo	Mediana	Promedio	Máximo
Coral	10.77	18.85	19.64	30.19	13.08	15.00	17.98	37.50
Octocoral	5.58	9.42	10.15	16.15	7.31	10.39	9.98	12.12
Algas cor. Incr.	2.50	10.39	8.65	12.50	0.96	5.87	6.47	15.00
Macroalgas	20.77	38.08	35.68	49.62	32.50	43.85	44.93	55.77
Esponjas	0.00	0.00	0.02	0.19	0.00	0.00	1.32	5.39
Zoanthidos/ Tunicados	1.15	2.31	7.76	23.08	0.00	0.38	0.77	3.08
Arena/ sedimento	9.42	20.39	18.95	30.77	0.96	9.13	10.19	25.58
Pedaceria	0.00	0.58	1.26	4.42	0.77	4.71	8.94	14.62
Roca/pavimento/ Alga calcárea	5.9	0.58	1.26	0.38	0.19	0.67	0.91	2.88
Coral muerto	0.00	0.00	0.11	0.38	0.00	0.38	0.63	1.54

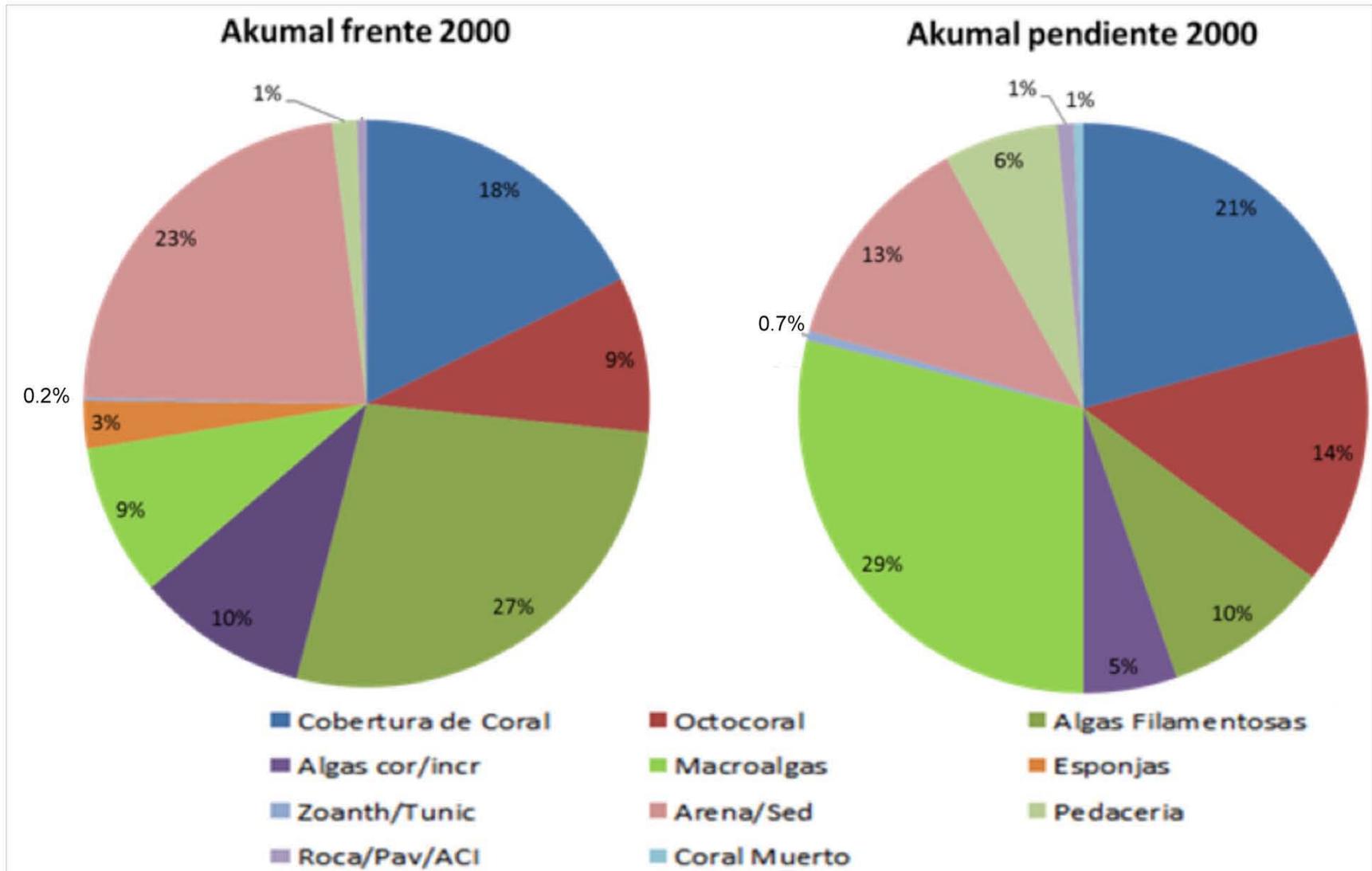


Figura 22. Cobertura bentónica zonas arrecifales Akumal 2000.

**Tabla 9.** Cobertura grandes grupos funcionales frente y pendiente Akumal 2010.

	<b>Frente</b>				<b>Pendiente</b>			
	<b>Mínimo</b>	<b>Mediana</b>	<b>Promedio</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Mediana</b>	<b>Promedio</b>	<b>Máximo</b>
<b>Coral</b>	1.54	8.27	8.38	14.81	9.23	12.89	13.44	20.77
<b>Octocoral</b>	0.77	7.69	7.37	15.96	7.50	9.71	10.72	19.04
<b>Algas cor. Incr.</b>	9.81	21.15	22.67	32.69	0.00	4.42	8.37	23.65
<b>Algas</b>	38.27	54.04	53.23	64.62	45.77	55.19	54.86	65.00
<b>Esponjas</b>	0.19	2.12	2.12	4.42	1.15	3.94	3.46	4.81
<b>Zoanthidos</b>								
<b>Tunicados</b>	0.00	0.00	0.28	1.35	0.00	0.00	0.07	0.38
<b>Arena sedimento</b>	3.08	8.46	15.39	55.58	0.00	0.10	0.22	0.77
<b>Pedaceria</b>	0.00	0.19	0.90	3.46	0.00	2.98	3.17	9.04
<b>Roca/pavimento/ Alga calcárea</b>	0.00	15.39	12.33	21.35	0.00	5.96	5.63	12.50
<b>Coral muerto</b>	0.00	0.00	0.02	0.19	0.00	0.00	0.07	0.58

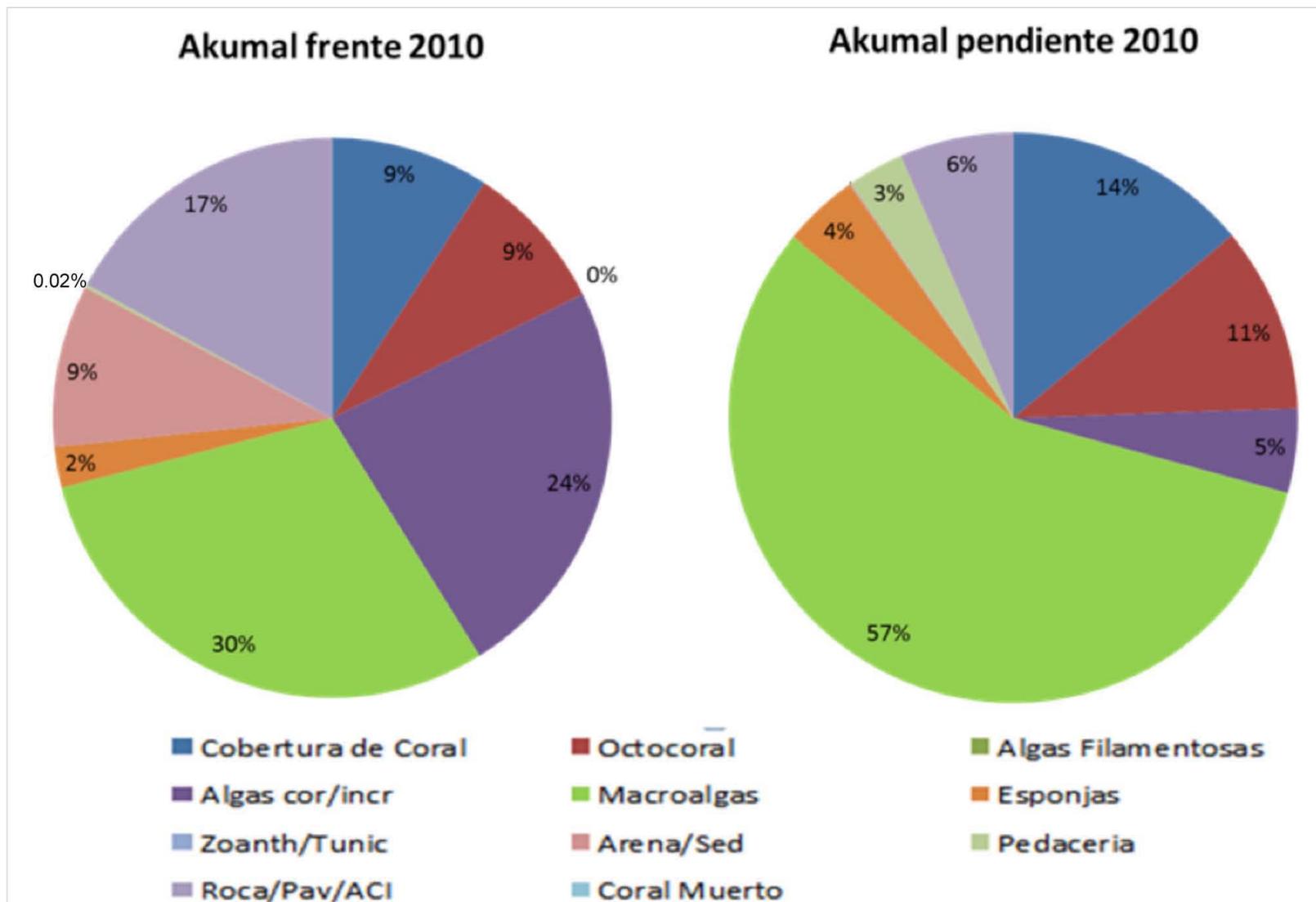


Figura 23. Cobertura bentónica zonas arrecifales Akumal 2010

En el caso de Mahahual la cobertura promedio de algas fue similar en ambas zonas de estudio, ligeramente mayor en la pendiente, al igual que en Akumal el grupo funcional de algas fue el de mayor cobertura. La zona con mayor cobertura de coral fue la pendiente con un porcentaje de  $28\% \pm 8$ , mientras que el frente presentó una cobertura de  $19.4\% \pm 8$  (Tabla 9). La zona del frente en el 2010 presentó menor cobertura de coral que la zona de pendiente,  $11.9\% \pm 7$  en la pendiente y  $7.8\% \pm 6$  en el frente. La cobertura de algas fue el grupo funcional con mayor cobertura, en la pendiente  $65.2\% \pm 6$  y en el frente  $61.4\% \pm 20$ . No se registró ningún coral muerto en el 2011 (Tabla 10).

**Tabla 10.** Cobertura grandes grupos funcionales Mahahual frente y pendiente 2001.

	Frente				Pendiente			
	Mínimo	Mediana	Promedio	Máximo	Mínimo	Mediana	Promedio	Máximo
<b>Coral</b>	1.35	18.94	19.42	43.65	18.46	29.23	28.31	41.15
<b>Octocoral</b>	4.04	9.33	9.62	16.35	6.35	7.89	7.89	9.23
<b>Algas coralina Incrustante</b>	0.19	11.15	12.64	20.96	14.42	20.38	20.27	24.81
<b>Algas</b>	13.27	23.56	24.01	36.92	13.08	25.19	25.54	37.88
<b>Esponjas</b>	0.58	4.52	4.52	9.81	1.15	3.85	4.58	9.42
<b>Zoanth/ Tunicados</b>	0.00	0.19	2.02	14.62	0.00	0.00	0.19	0.58
<b>Arena/ sedimento</b>	7.12	10.29	18.94	56.92	4.42	5.58	11.62	34.23
<b>Pedaceria</b>	0.00	9.90	10.72	23.85	0.38	11.15	8.08	16.15
<b>Roca/pavimento/ Alga calcárea</b>	0.00	3.08	3.01	5.77	3.65	4.04	4.96	8.08
<b>Coral muerto</b>	0.00	0.29	0.70	4.23	0.00	0.19	0.27	0.96

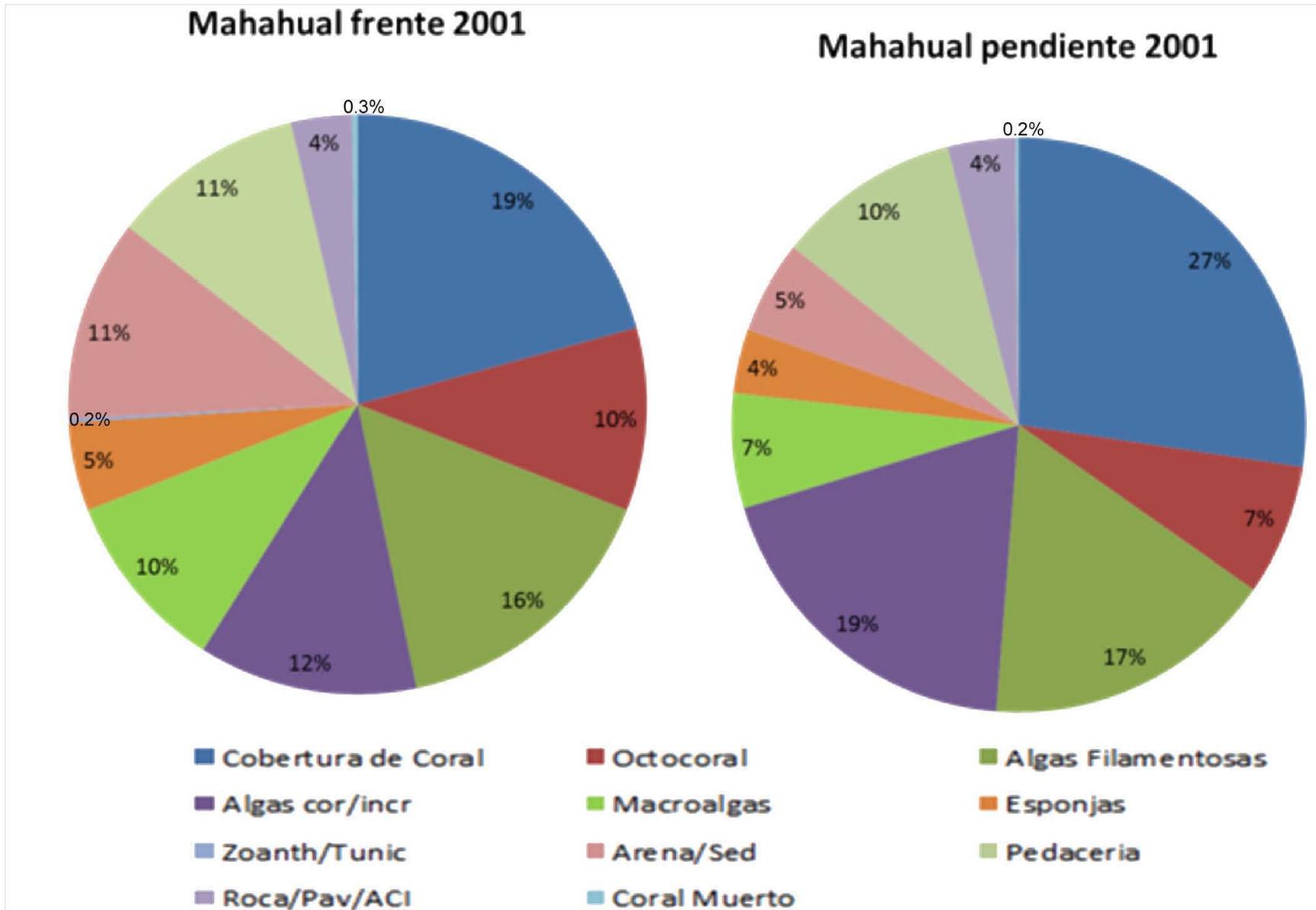


Figura 24. Cobertura bentónica zonas arrecifales Mahahual 2001.

**Tabla 11.** Cobertura grandes grupos funcionales frente y pendiente Mahahual 2011.

	<b>Frente</b>				<b>Pendiente</b>			
	<b>Mínimo</b>	<b>Mediana</b>	<b>Promedio</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Mediana</b>	<b>Promedio</b>	<b>Máximo</b>
<b>Coral</b>	0.38	6.25	7.88	17.12	0.38	15.77	11.96	19.04
<b>Octocoral</b>	2.69	6.54	7.69	14.62	2.89	7.5	6	8.27
<b>Algas coralina Incrustante</b>	3.46	5.10	5.63	9.23	0.77	6.35	8.46	18.85
<b>Algas</b>	20	63.37	61.42	86.73	54.81	66.54	65.23	72.5
<b>Esponjas</b>	0.77	1.83	2.5	5.77	1.15	3.08	4.65	11.73
<b>Zoanthidos/ Tunicados</b>	0	0	0.14	0.58	0	0	0	0
<b>Arena/ sedimento</b>	0	3.08	7.45	33.65	0	0	3.69	18.46
<b>Pedaceria</b>	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Roca/Pavimento</b>								
<b>Alga calcárea</b>	0	0	4.26	34.04	0	0	0	0
<b>Coral muerto</b>	0	0	0	0	0	0	0	0

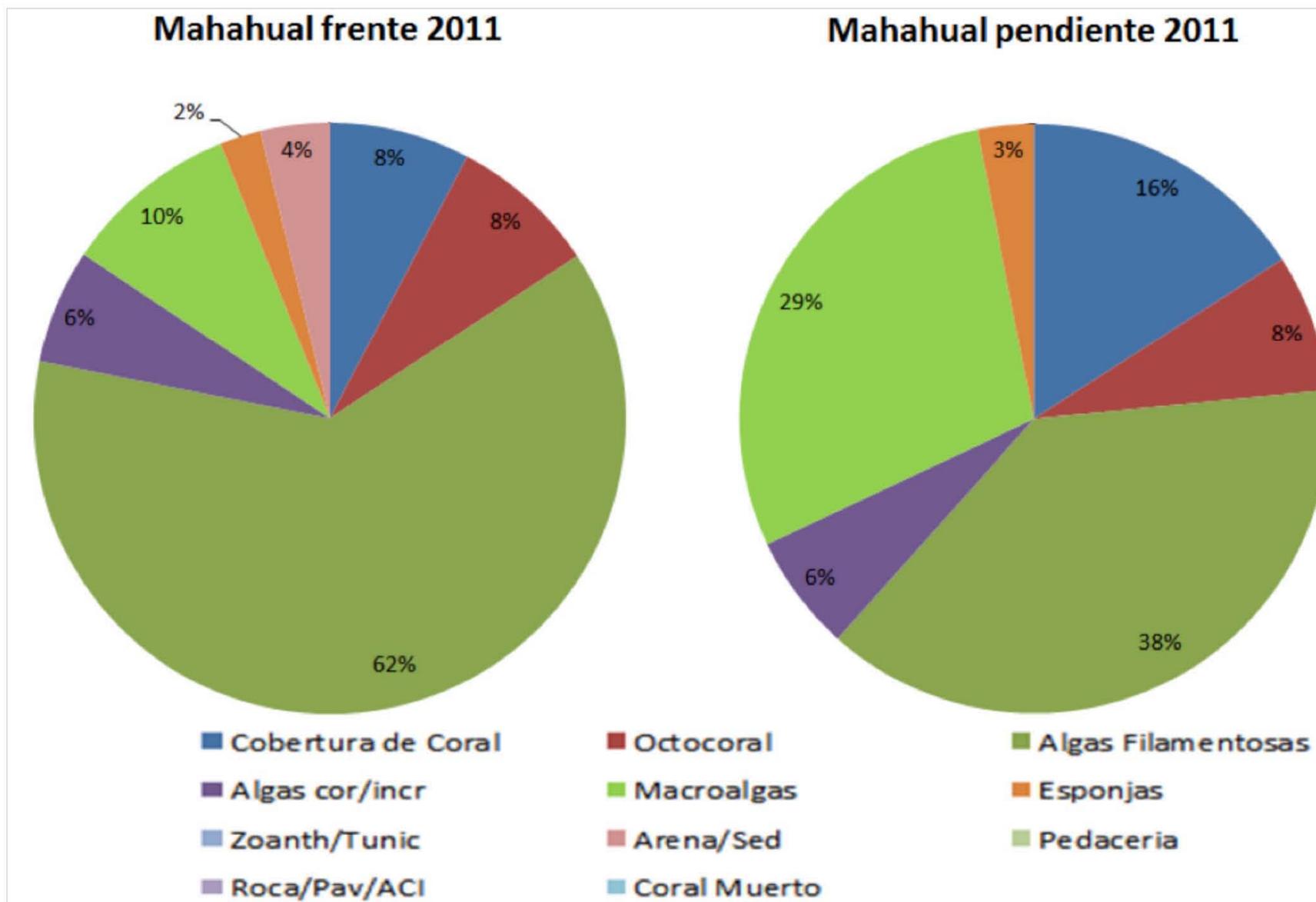


Figura 25. Cobertura bentónica zonas arrecifales Mahahual 2011.

### **9.3 Cambio en las comunidades bentónicas y estructura comunitaria a través del tiempo.**

#### **9.3.1 Coberturas grandes grupos funcionales**

La cobertura coralina promedio del frente arrecifal de Akumal en el 2001 fue de 18.60%  $\pm$ 6.74 y de Mahahual 21.90%  $\pm$ 13.16. En el 2011 se reportó una cobertura coralina del frente arrecifal de Akumal de 8.15% $\pm$ 5.25 y de Mahahual de 7.80% $\pm$ 5.39. La cobertura promedio de la pendiente arrecifal en Akumal en el 2001 fue de 18.81%  $\pm$ 7.14 y de Mahahual de 21.06% $\pm$ 12.36. La cobertura coralina promedio en la pendiente arrecifal reportada para el 2011 en Akumal fue de 12.29%  $\pm$ 3.48% y en la pendiente de Mahahual de 12.56% $\pm$ 5.29. Hubo una disminución de la cobertura coralina en ambos arrecifes a lo largo de diez años (Anexo 1, figura 60).

#### ***9.3.1.a Comparación de porcentaje de coberturas de los grupos funcionales en el frente y pendiente Akumal 2001/2011.***

En el 2000 la cobertura promedio de coral en el frente arrecifal de Akumal era de 19.6% $\pm$ 6, en el 2010 la cobertura disminuyó a un 8.4% $\pm$ 4. En el caso de la cobertura de algas el cambio fue inverso, la cobertura promedio en el 2001 era de 35.6% $\pm$ 9, en el 2011 aumentó a 53.22% $\pm$ 8. La mediana de la cobertura de coral en el 2000 fue de 18.4, en el 2010 de 8.3. La mediana de cobertura de algas en el 2000 fue de 38, en el 2010 de 54 (figura 26 y 27).

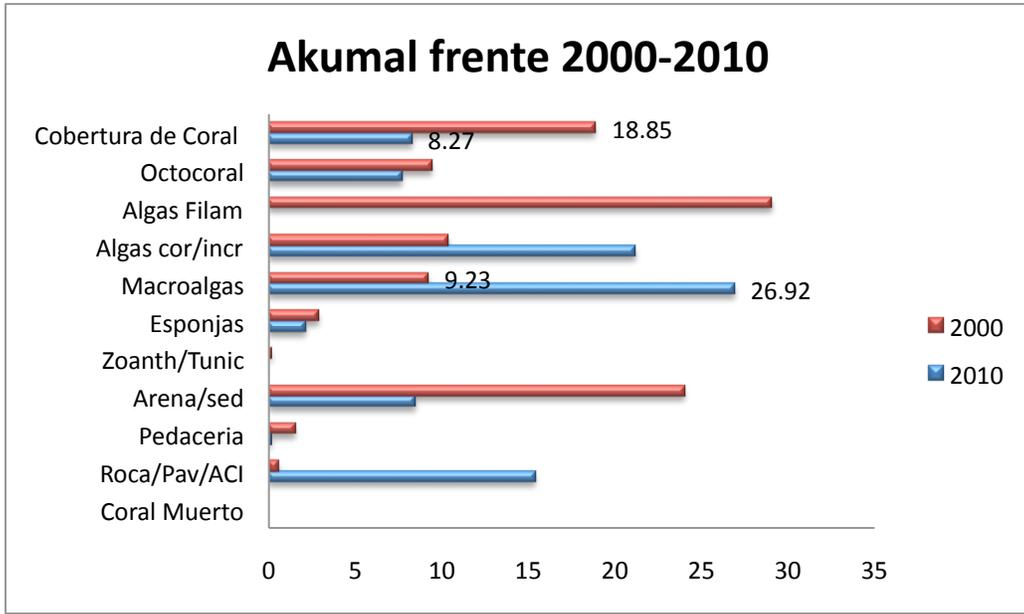


Figura 26. Comparación Coberturas Grupos Funcionales Frente Akumal 2000-2010.

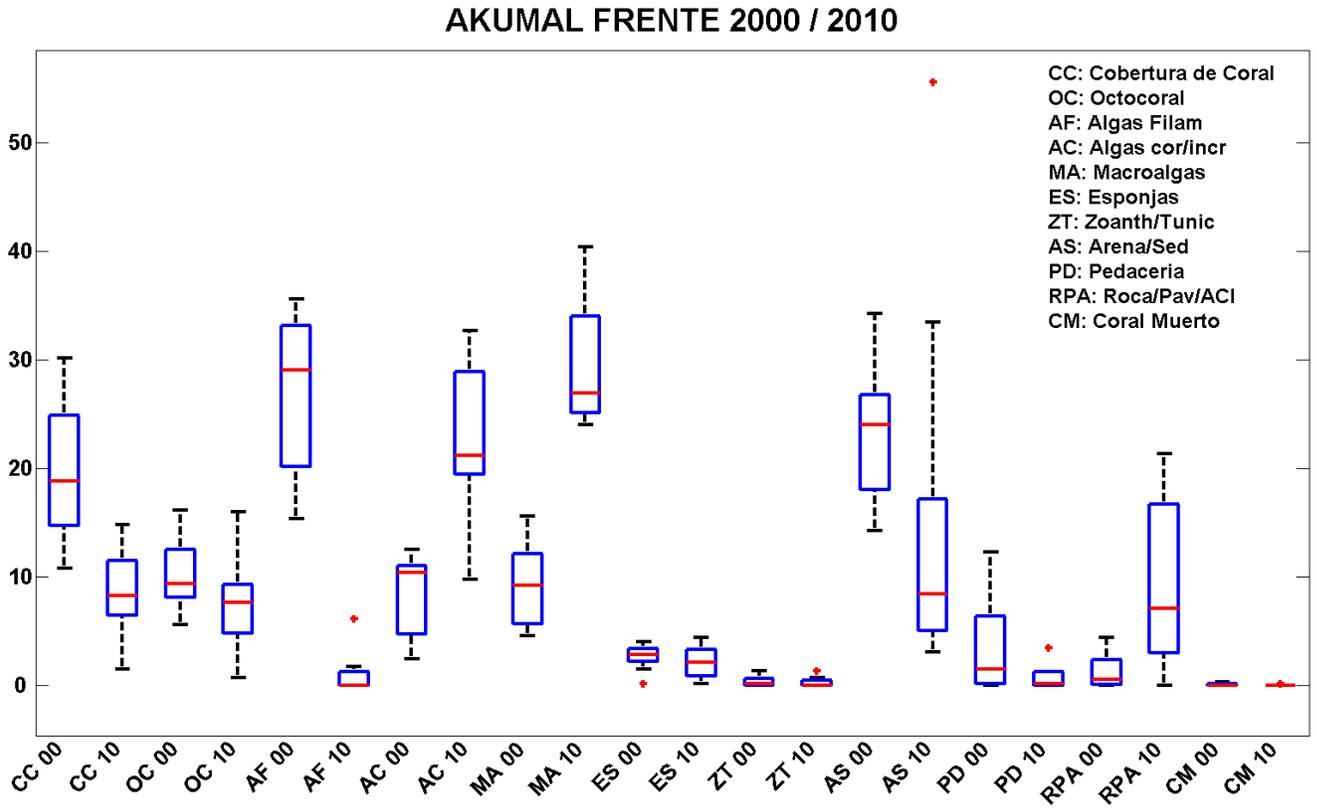


Figura 27. Diagrama de cajas y bigotes de coberturas GGF de Akumal frente 2000-2010.

En la pendiente arrecifal de Akumal en el 2001 la mediana de la cobertura de corales era de 15.7, en el 2011 disminuyó a 12.9. En el caso de la cobertura de algas el aumento promedio en el 2011 fue de casi un 100%, en el 2001 la cobertura promedio era de 28%±13 y en el 2011 aumentó a 54.2%±5, la mediana en el 2000 fue de 27.5 y en el 2010 de 55 (figura 28 y 29).

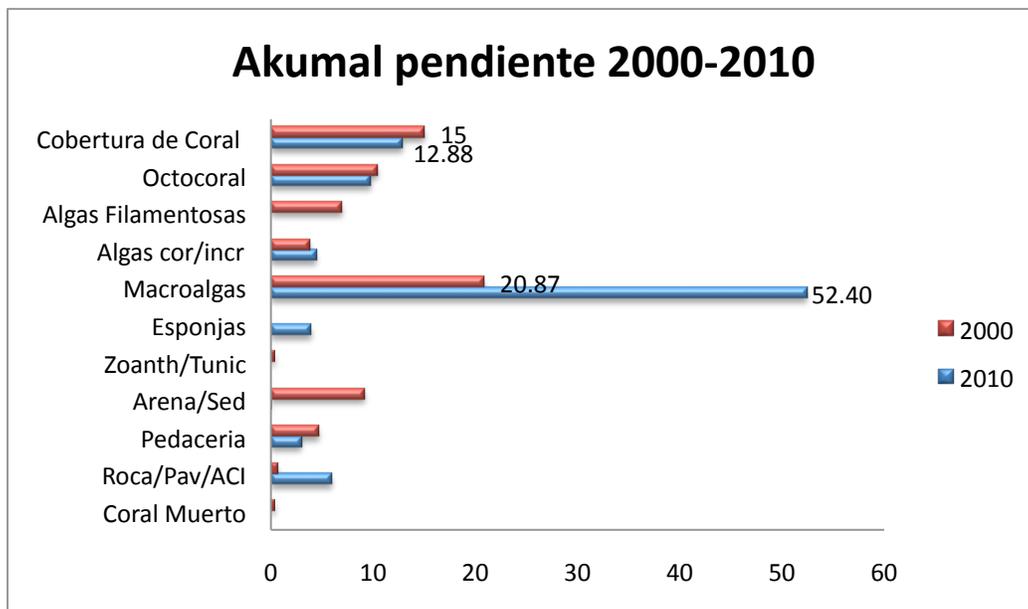


Figura 28. Comparación Coberturas Grupos Funcionales Pendiente Akumal 2000-2010.

## AKUMAL PENDIENTE 2000 / 2010

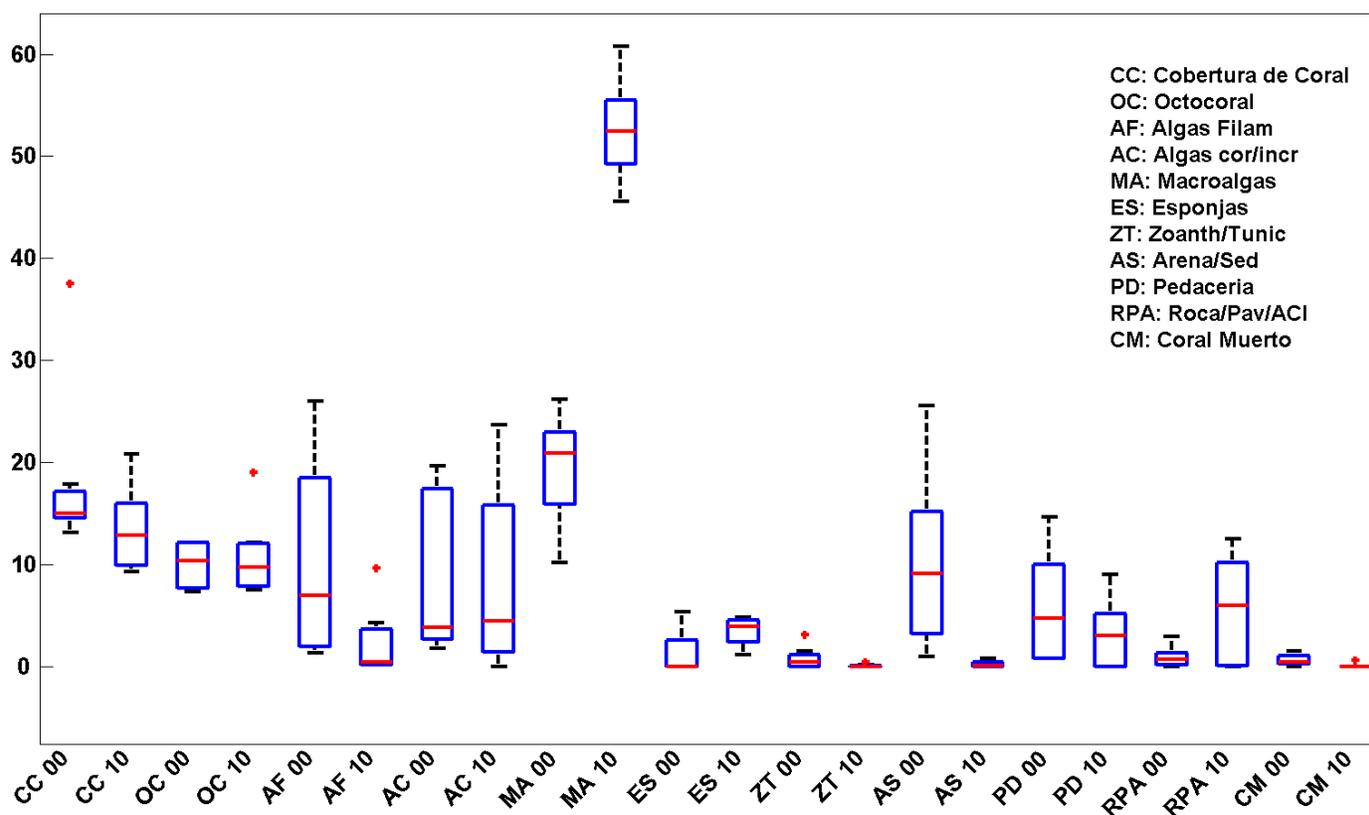


Figura 29. Diagrama de cajas y bigotes de coberturas GGF de Akumal pendiente 2000-2010.

### 9.3.1.b Comparación de porcentaje de coberturas de los grupos funcionales en el frente y pendiente de Mahahual 2001/2011.

En el 2001 la zona del frente arrecifal de Mahahual tenía una mayor cobertura de corales pétreos que en el 2011, en el 2001 contaba con un  $20\% \pm 14$  de cobertura promedio de corales pétreos mientras que en el 2011 su cobertura promedio fue de  $7.9\% \pm 6$ , la mediana en el 2001 fue de 18.9 y en el 2011 de 6.25. En el caso de la cobertura de algas esta aumentó de un  $17.4\% \pm 9$  en el 2001 a un  $60.1\% \pm 20$  en el 2011, la mediana de cobertura de algas fue de 23.5 en el 2001 y en el 2011 de 63.3. En el caso de los Octocorales las coberturas se mantuvieron muy similares en el 2001 con una cobertura promedio de  $10.8\% \pm 4$  y en el 2011 de  $9\% \pm 5$  (figura 30 y 31).

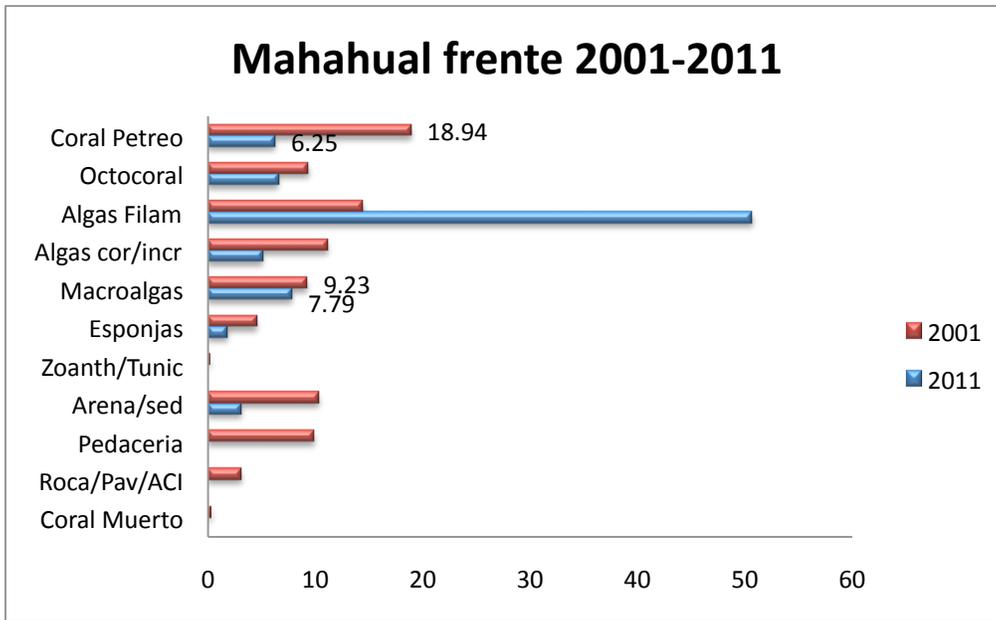


Figura 30. Comparación Coberturas Grupos Funcionales Frente Mahahual 2001-2011.

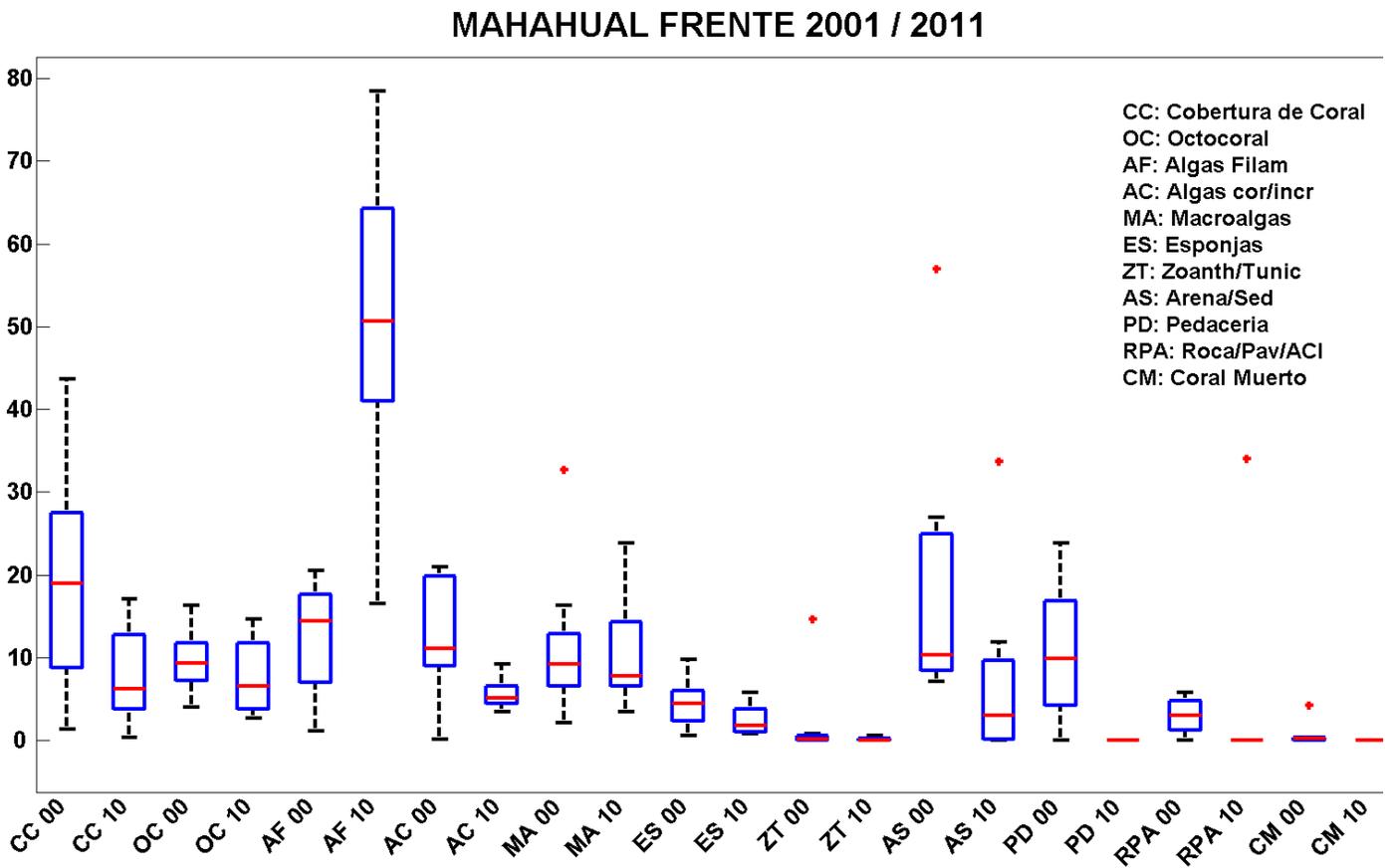


Figura 31. Diagrama de cajas y bigotes de coberturas GGF de Mahahual frente 2000-2010.

En la pendiente del arrecife de Mahahual la cobertura de corales pétreos disminuyó casi el 50%, en el 2001 la cobertura promedio era de 21%  $\pm$ 9 en el 2011 fue de 12% $\pm$ 7, la mediana de cobertura de corales en el 2001 fue de 29.2, y en el 2011 de 15.8. Las coberturas de las algas aumentó de 21.3% $\pm$ 9 en el 2001 a 52.7% $\pm$ 6 en el 2011, la mediana de la cobertura de algas en el 2001 fue de 25.2, en el 2011 de 66.5 (figura 32 y 33).

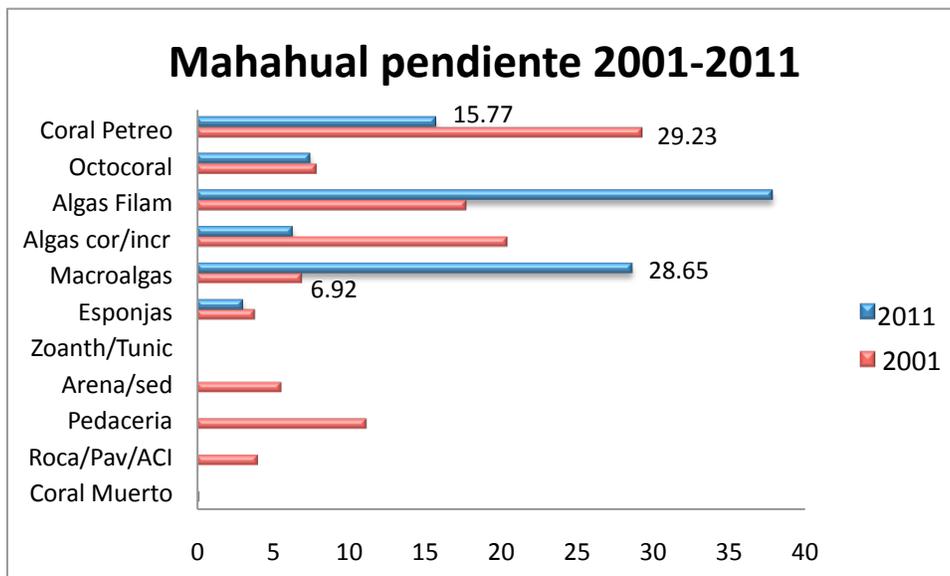


Figura 32. Comparación Coberturas Grupos Funcionales pendiente Mahahual 2001-2011.

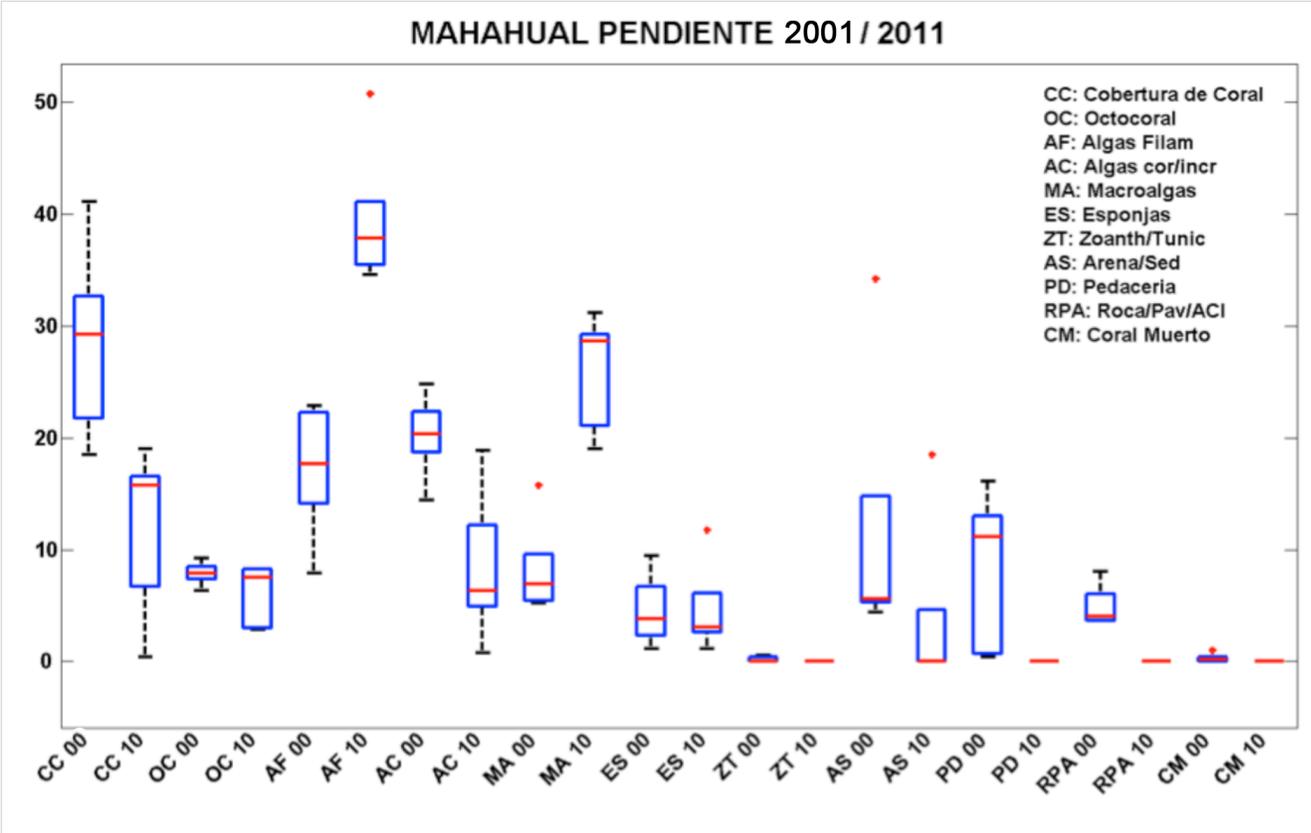


Figura 33. Diagrama de cajas y bigotes de coberturas GGF de Mahahual frente 2000-2010.

### 9.3.2 Análisis de escalamiento Multidimensional no-métrico MDS.

El diagrama de la figura 34 se muestra el ordenamiento de las estaciones correspondientes a cada zona arrecifal para los años comparados 2000-2010 y 2001-2011, con un valor de stress (0.12), dentro del rango óptimo para su correcto análisis. Las zonas arrecifales de Akumal, frente y pendiente, presentaban una heterogeneidad en el 2000 en cuanto a las coberturas de los grupos funcionales. Para el arrecife de Akumal se observaron zonas más homogéneas después de un decenio. En el diagrama se observa la magnitud de separación entre la pendiente de Mahahual en el 2001 (equis verdes) con respecto a la pendiente del 2011 (asteriscos azules), la separación entre el frente del 2001 y del 2011 en Mahahual no es significativa. Se observa una separación entre el frente de Akumal en el 2000 (triángulos verdes) y el frente del 2010 (triángulos azules). Algunos transectos correspondientes a la pendiente de Akumal presentan mayor separación que otros en el tiempo. El frente de Akumal en el 2000, imaginando una línea a lo largo del MDS, se encuentra en el mismo lado en cuanto al tiempo del frente de Mahahual en el 2001, sin embargo las estaciones de Mahahual se encuentran distribuidas de una manera más heterogénea. En el caso del 2010 y 2011 las zonas del frente entre arrecifes se encuentran separadas. En el caso de las pendientes no se alcanza a apreciar una separación entre los arrecifes, ni en el tiempo uno (2000, 2001), ni en el tiempo dos. Se observó una diferencia en el tiempo dos, es decir, después de un decenio, entre arrecifes tanto en el frente como en la pendiente (Frente  $R = .84$ , Pendiente  $R = .88$ ) (Tabla 9). El frente de Akumal en un decenio de estudio presentó una diferencias significativas ( $R = .77$ ), el frente de Mahahual no presentó una diferencia (2000-2001 vs 2010-2011). En el caso de la pendiente de Akumal ( $R = .85$ ) y de Mahahual ( $R = .86$ ) si hubo diferencia en el tiempo. En el caso de Mahahual no hubo diferencias entre zonas arrecifales en ambos tiempos de estudio (Tabla 9).

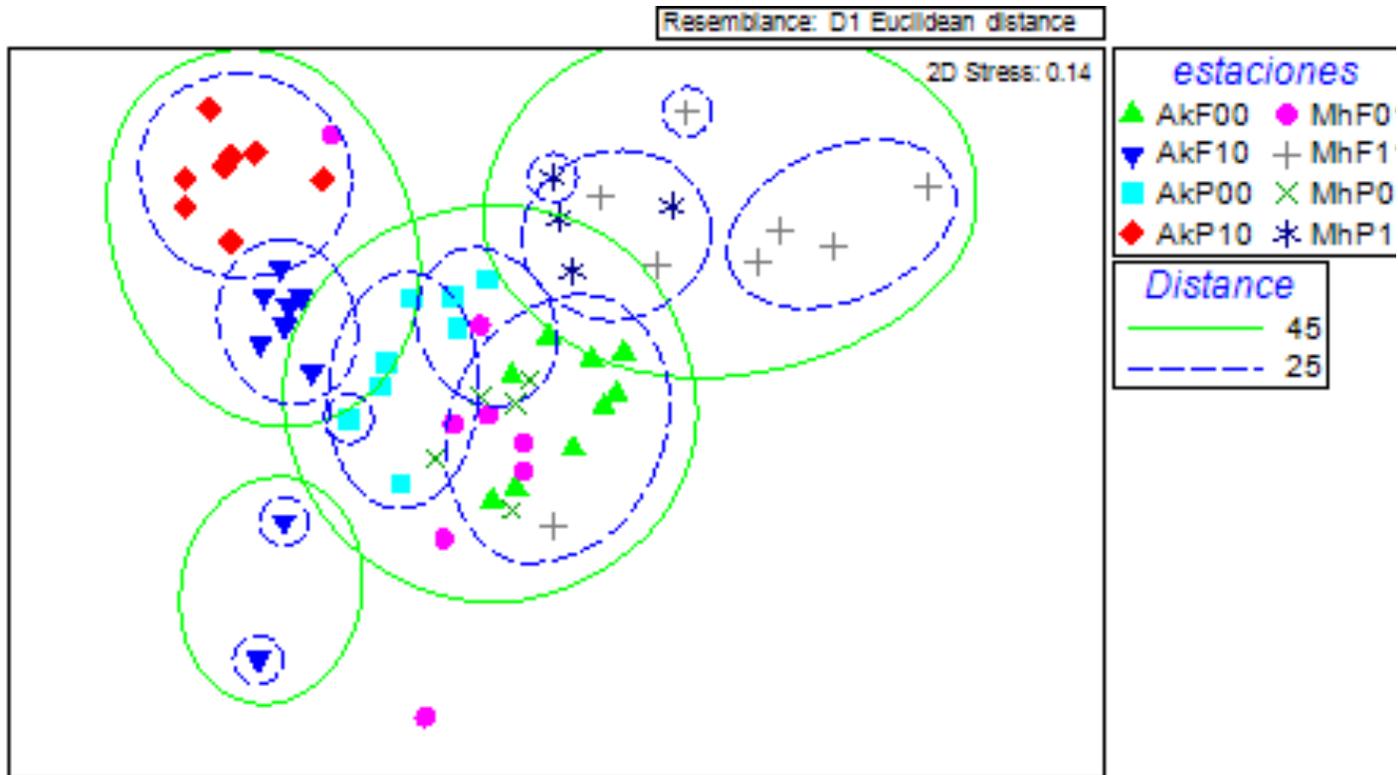


Figura 34. Diagrama MDS de la comparación de las coberturas de los grandes grupos funcionales en Akumal y Mahahual en el 2000-2001/2010-2011.

Las diferencias entre estaciones se observaron principalmente entre las coberturas de coral y de macroalgas en el decenio de estudio para ambas zonas arrecifales en ambos arrecifes estudiados (distribución del lado derecho figura 35 y 36). Las estaciones con mayor cobertura coralina se muestran en el tiempo uno para ambas zonas arrecifales (figura 30). Los valores altos de coberturas de algas están asociados a las estaciones correspondientes al tiempo dos en ambos arrecifes. Se observó una distribución inversa de la magnitud de coberturas entre las algas y los corales, es decir que en las zonas donde se observa mayor cobertura de coral hay menor cobertura de algas y viceversa (figura 35 y 36).

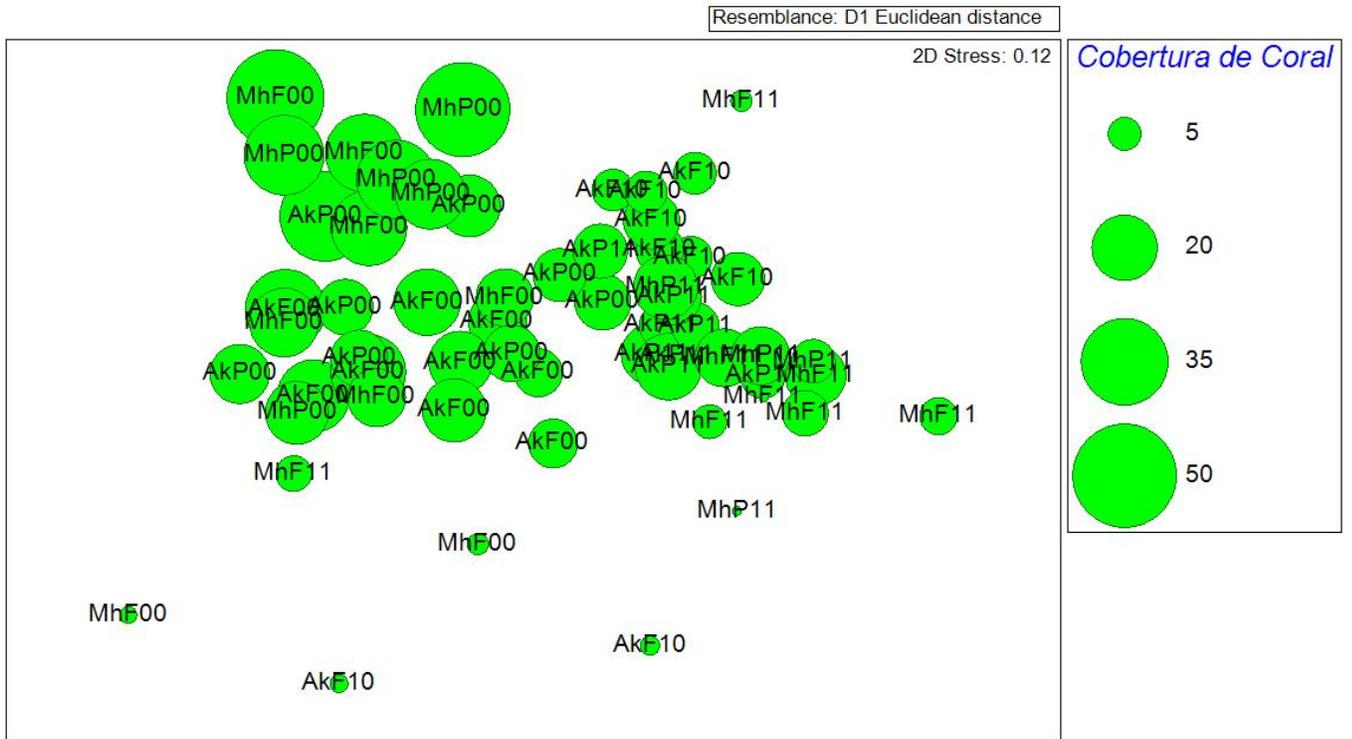


Figura 35. Diagrama MDS de comportamiento de la variable Cobertura de Coral de Akumal y Mahahual en el 2000-2001/2010-2011.

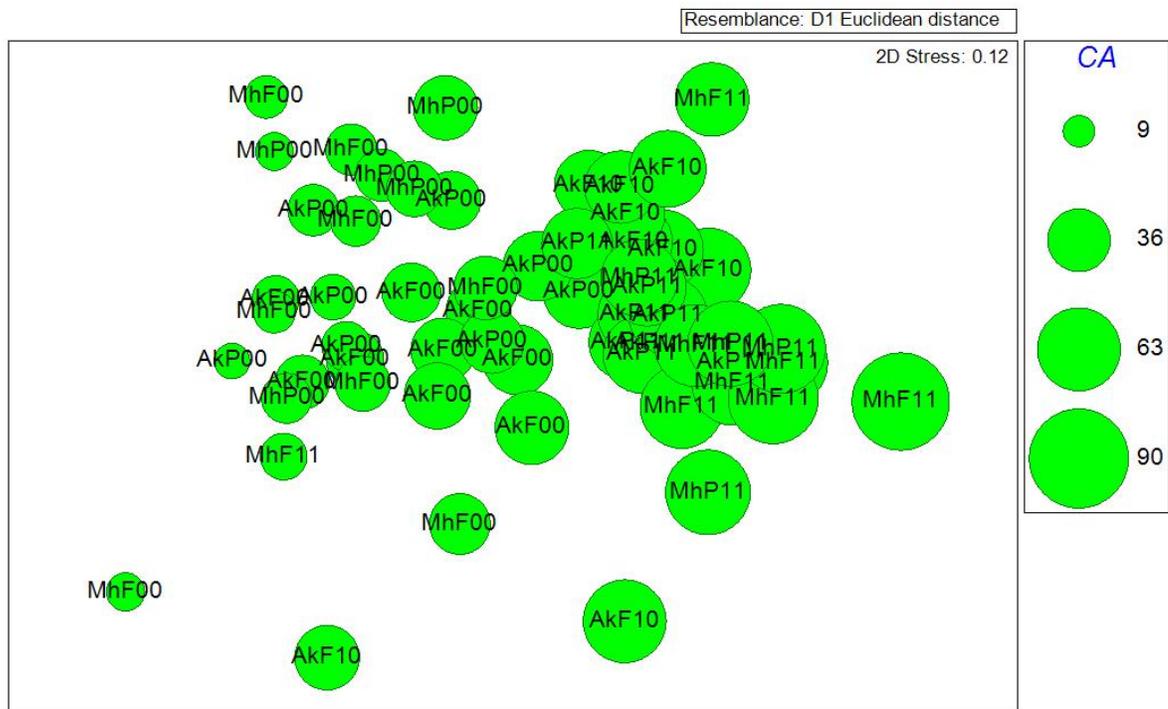


Figura 36. Diagrama MDS de comportamiento de la variable Cobertura de algas de Akumal y Mahahual en el 2000-2001/2010-2011.

Las coberturas de octocorales en el diagrama se observan con tendencia homogénea en el centro del diagrama y por consiguiente en ambas zonas arrecifales para ambos años de estudio, con diferencias en aquellas estaciones aisladas en el diagrama correspondientes al frente de Akumal del 2010 y frente de Mahahual del 2011 donde se encuentran las coberturas más bajas de octocorales (figura 37).

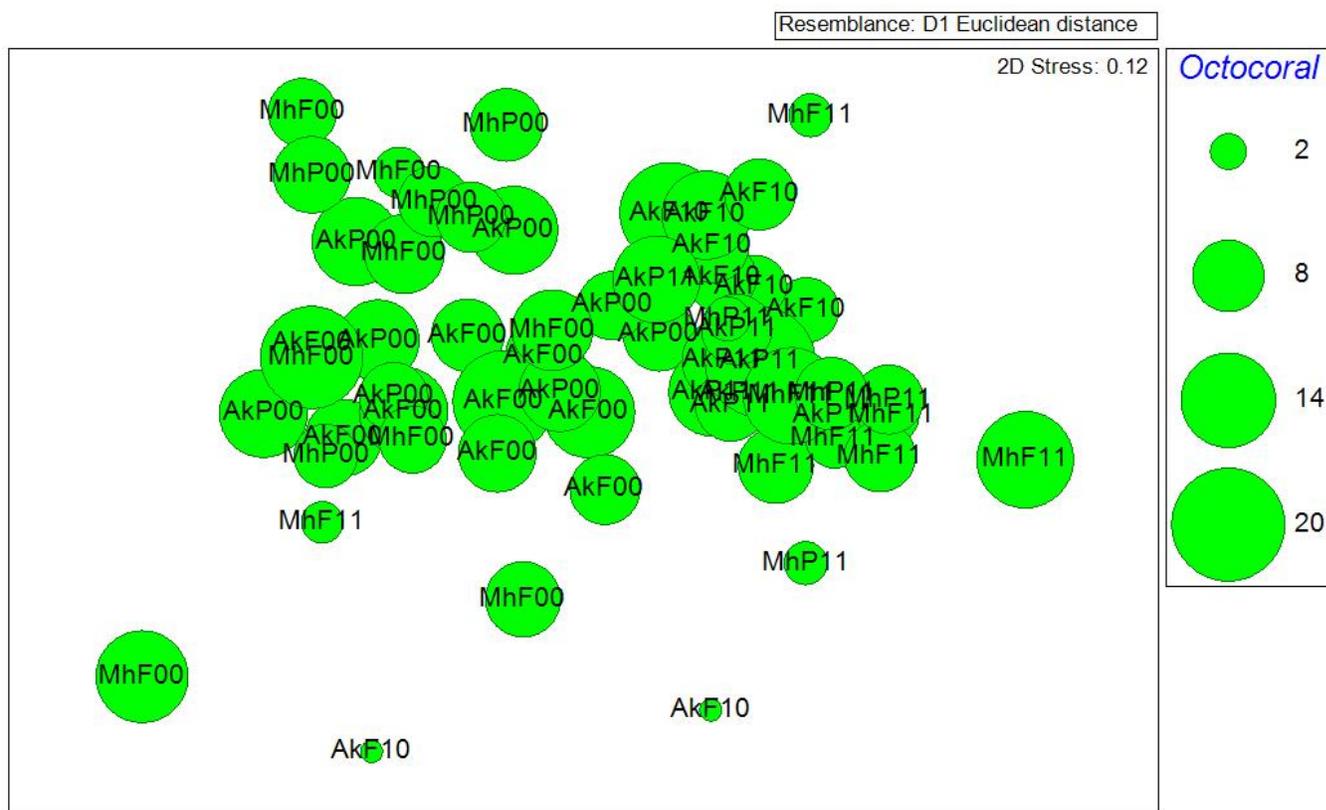


Figura 37. Diagrama MDS de comportamiento de la variable Cobertura de Octocorales de Akumal y Mahahual en el 200-2001/2010-2011.

El comportamiento del grupo funcional correspondiente a arenas y sedimentos se encuentra en menor cantidad para ambos arrecifes de estudio en el tiempo uno, en aquellas zonas donde hubo mayor cobertura de corales, y menor cobertura de algas, las coberturas de sedimentos y arenas son bajas. Las zonas con mayor cobertura de este componente corresponden a las estaciones aisladas en el diagrama pertenecientes a la zona de frente de Akumal del 2010, y Mahahual frente del 2000 (figura 38).

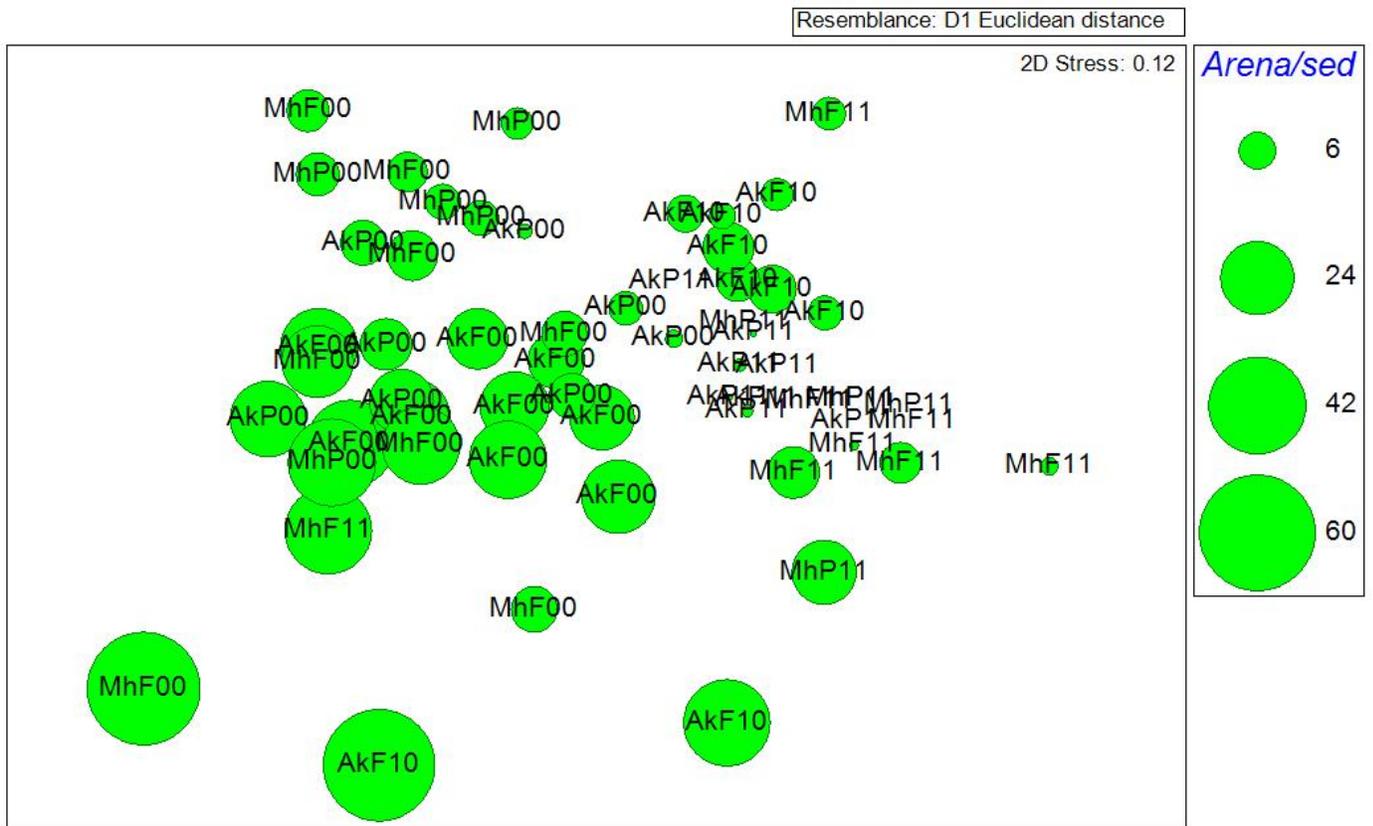


Figura 38. Diagrama MDS de comportamiento de la variable Arena/Sedimento en Akumal y Mahahual en el 200-2001/2010-2011.

**Diferencia significativa ANOSIM coberturas grandes grupos funcionales.**

Prueba estadística (R Global): 0.602

Nivel de significancia de la prueba estadística: 0.1%

**Tabla 12.** Análisis estadístico de las diferencias significativas de la caracterización arrecifal entre sitios, Akumal y Mahahual, y entre zonas arrecifales, frente y pendiente 2000-2001 comparado con 2010-2011.

Par de pruebas	R	Significancia	Posible	Actual	Diferencia
Grupos	Statistic	nivel %	permutaciones	permutaciones	Significativa
AkP10, MhP11	0.878	0.2	1287	999	Si
AkF10, MhF11	0.839	0.1	24310	999	Si
AkP00, MhP01	0.247	5.6	1287	999	No
AkF00, MhF01	0.239	0.1	24310	999	No
AkP00, AkP10	.849	.1	6435	999	Si
MhP01, MhP11	0.86	0.8	126	126	Si
AkF00, AkF10	0.77	0.1	24310	999	Si
MhF01, MhF11	0.599	0.3	6435	999	No
AkF10, AkP10	0.736	0.1	24310	999	Si
AkF00, AkP00	0.575	0.1	24310	999	No
MhF11, MhP11	0.13	14.6	1287	999	No
MhF00, MhP00	-0.08	73.3	1287	999	No

### **9.3.3 Coberturas Coralinas Cambio en la estructura comunitaria (transectos pareados).**

El frente de Akumal en el 2000 presentó mayor abundancia de *Orbicella annularis* 14% de las colonias pertenecieron a esta especie, 13% a *Undaria agaricities*, 13% a *Porites astreoides*, y 12% a *Orbicella faveolata*. En el año 2010 presentó mayor abundancia de *Siderastrea siderea* con 19% de las colonias, el 16% correspondieron a *Undaria agaricities*, y 12% a *Porites astreoides* (figura 39). La zona arrecifal de la pendiente de Akumal presentó una disminución de colonias de la especie *Porites astreoides* de 25% a 15%. Y un aumento de la especie *Orbicella faveolata*, en el 2000 se reporta 14% de esta especie, y en el 2010 19%. La especie *Orbicella annularis* disminuyó en el 2010 a 7% cuando en el 2000 se reporta un 10% (figura 40).

### Abundancia Relativa Frente Akumal 2000/2010

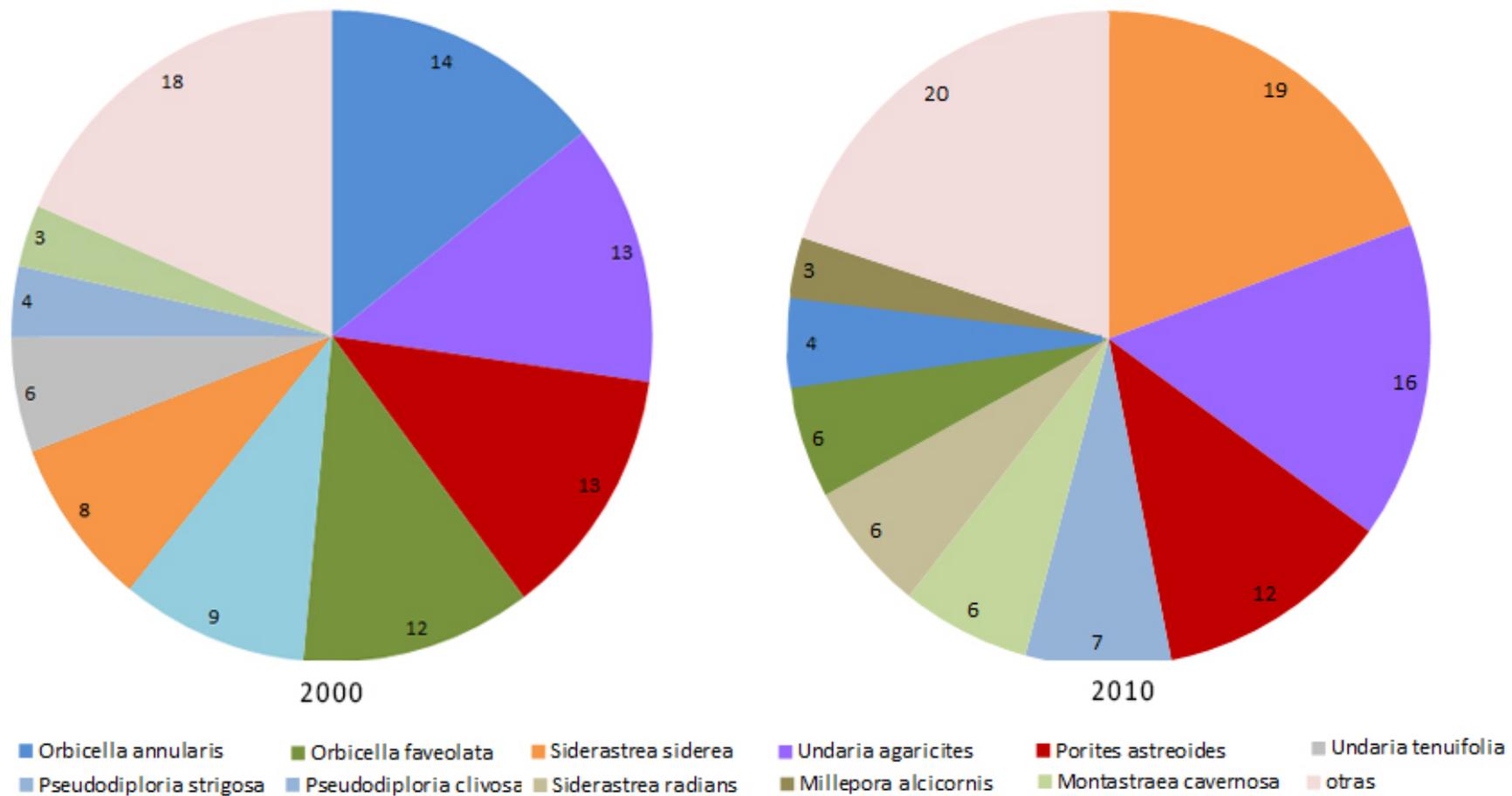


Figura 39. Comparación de la estructura comunitaria en el tiempo de la zona arrecifal del Frente de Akumal.

### Abundancia Relativa Pendiente Akumal 2000/2010

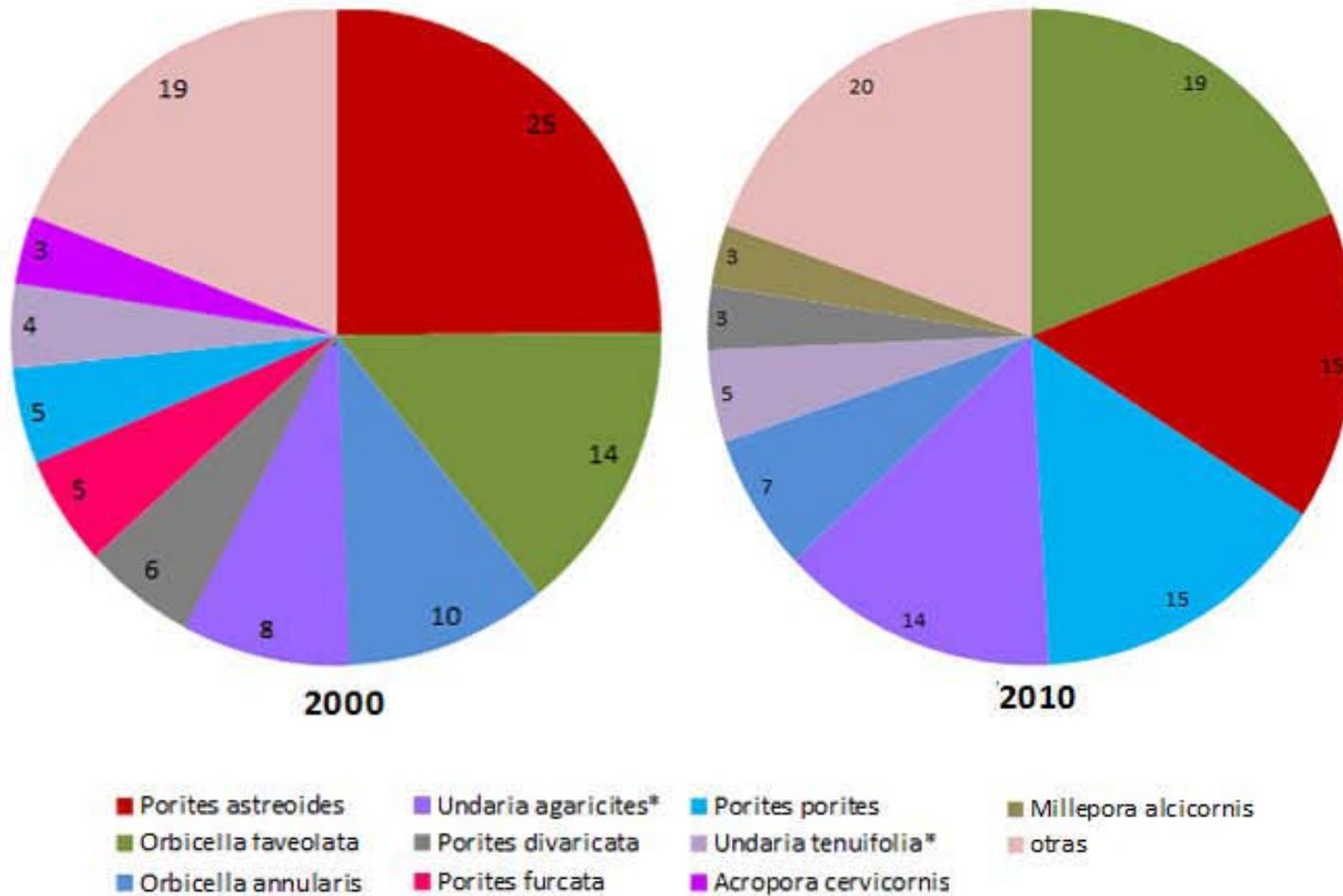


Figura 40. Comparación de la estructura comunitaria en el tiempo de la zona arrecifal de la pendiente de Akumal.

El frente arrecifal de Mahahual en el 2001 presentó dos especies con mayor porcentaje de abundancia, 14% de *Porites astreoides*, 9% de *Siderastrea sidérea*. En el 2011 aumenta la abundancia de *Undaria agaricities* con un 15% de colonias de esta especie a comparación con el 2001 donde había 8% (figura 41). La abundancia del coral *Undaria agaricites* aumenta de 17% en el 2001 a 38% en el 2011. *Orbicella faveolata* disminuye del 15% en el 2001 al 7% en el 2011, *Porites astreoides* aumenta de 9% a 20%. Casi el 60% de las colonias para el 2011 pertenecen a corales con densidad baja, *Porites astreoides* y *Undaria agaricites* (figura 42).

## Abundancia Relativa Mahahual Frente 2001/2011

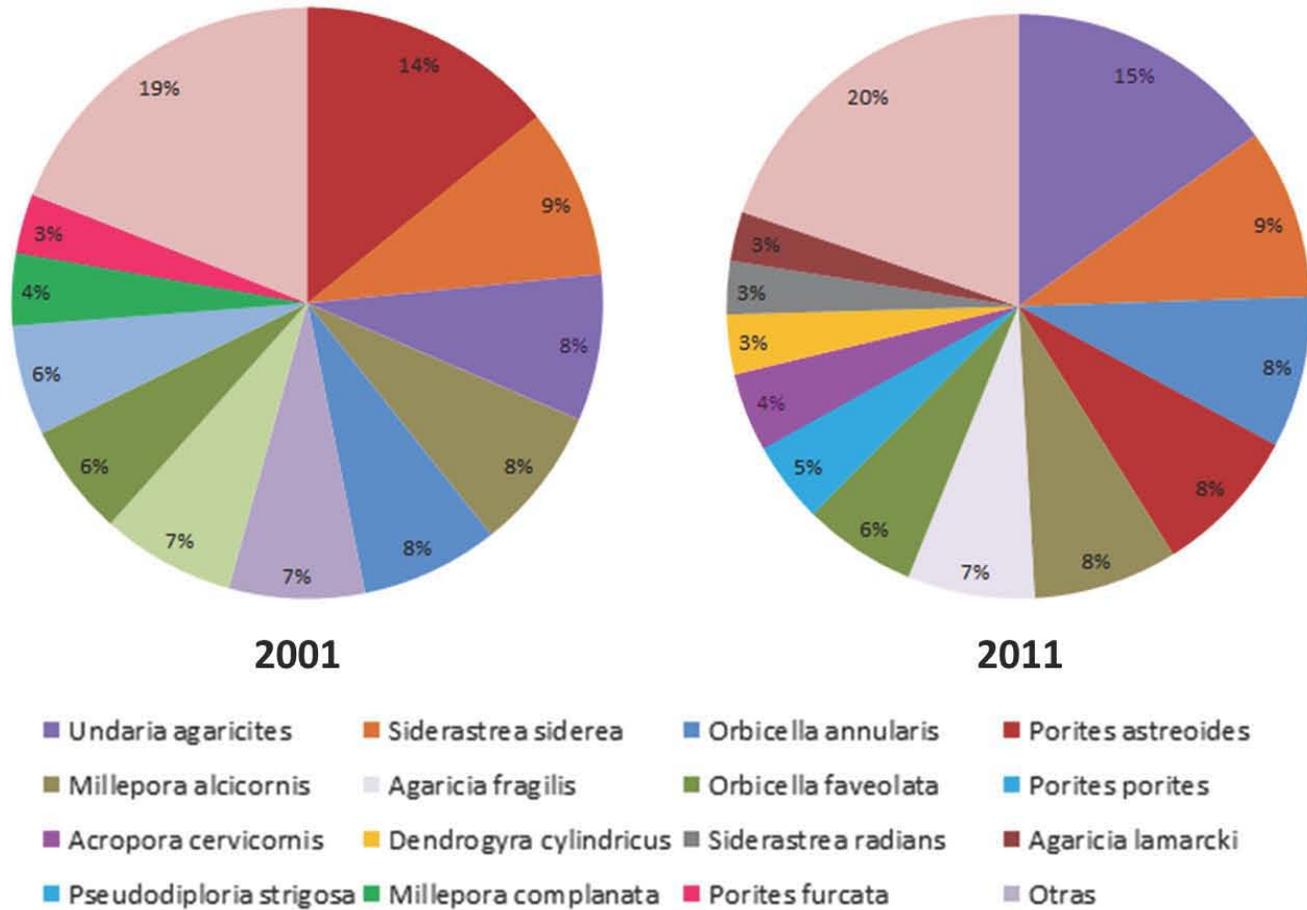


Figura 41. Comparación en el tiempo de la abundancia relativa en el frente de Mahahual, imagen superior corresponde al 2001, inferior al 2011.

## Abundancia Relativa Mahahual Pendiente 2001/2011

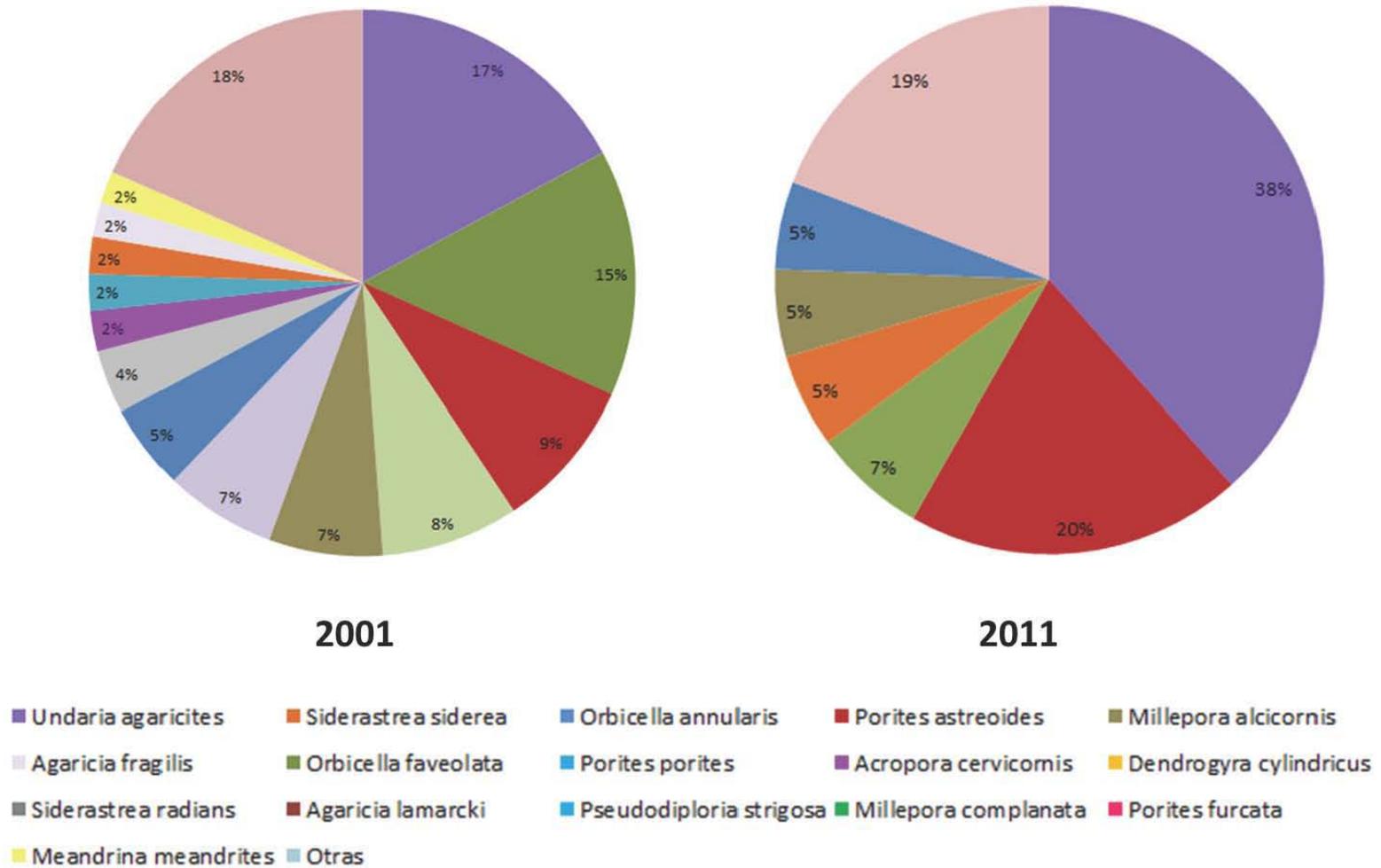


Figura 42. Comparación en el tiempo de la abundancia relativa en la pendiente de Mahahual, imagen superior corresponde al 2001, inferior al 2011.

### 9.3.4 Análisis de escalamiento Multidimensional no-métrico MDS, comunidad coralina.

El diagrama MDS de la estructura comunitaria muestra el ordenamiento de las estaciones en cuanto a la estructura de corales escleractinios, correspondientes a cada zona arrecifal, frente y pendiente, en el tiempo uno y dos (2000-2010, y 2001-2011), con un valor de estrés de 0.14, suficiente para interpretar la distribución de los datos. Las estaciones correspondientes al frente y pendiente de Akumal y Mahahual en el tiempo uno así como la pendiente de Akumal en el tiempo dos, se encuentran agrupadas, a excepción de una estación que se encuentra aislada en el diagrama, esto se traduce a una semejanza en cuanto a su estructura arrecifal, aislándose del frente y pendiente de Mahahual correspondientes al tiempo dos (figura 43).

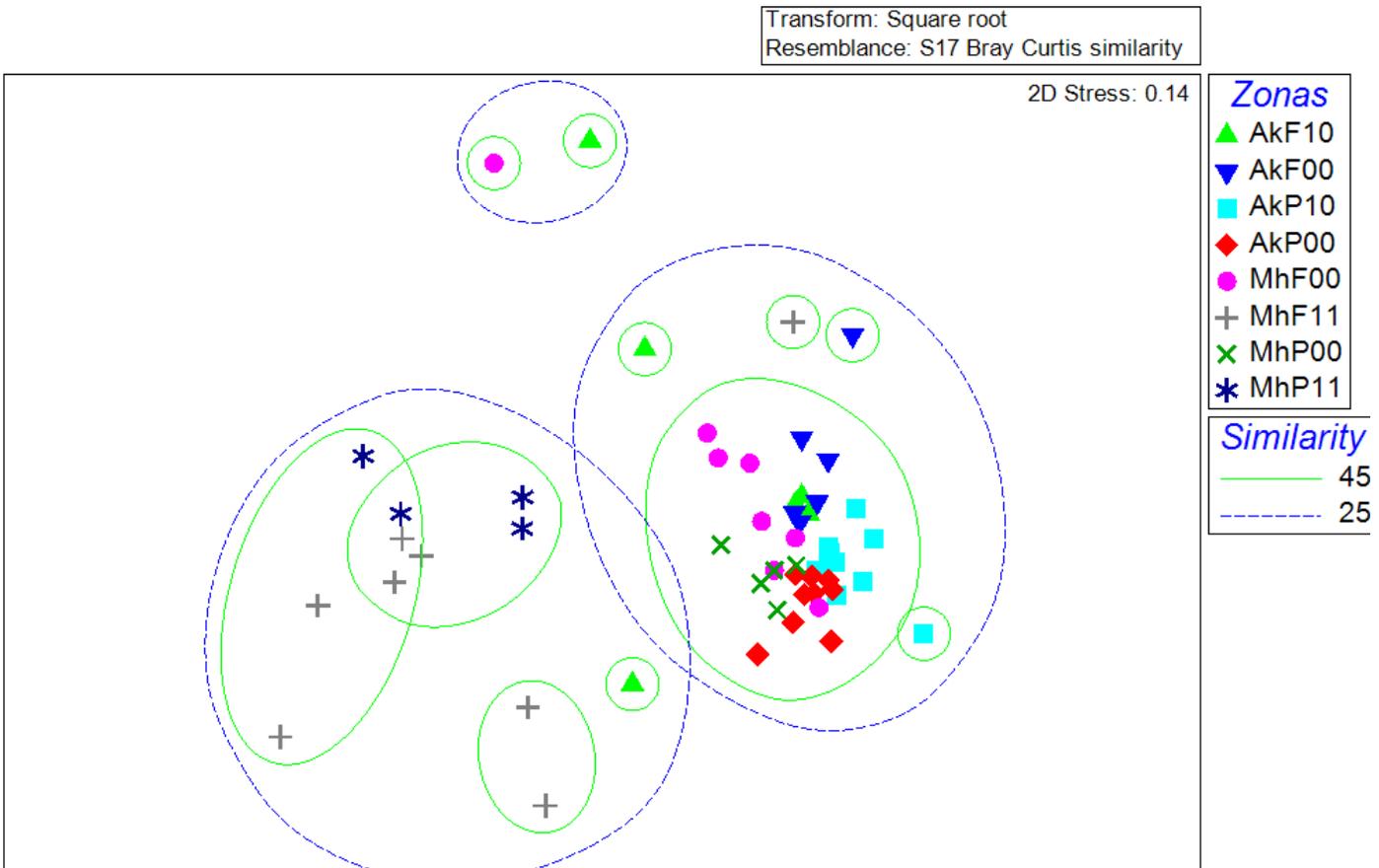


Figura 43. Diagrama MDS de la estructura comunitaria de los transectos pareados de Akumal y Mahahual mediante el análisis de similitud de Bray Curtis.

La estructura comunitaria coralina en el tiempo uno de estudio, 2000 para Akumal, 2001 para Mahahual, no presentó diferencia significativa entre los sitios estudiados, siendo homogéneos entre ellos. En el tiempo dos, 2010 Akumal, 2011 Mahahual, las comunidades coralinas entre arrecifes se vuelven heterogéneas, presentando una diferencia significativa en cuanto a la estructura comunitaria de corales. Las diferencias en la estructura de corales en cuanto al tiempo, no se reflejan en el caso de Akumal, no existe diferencia significativa entre el 2000 y el 2010. La estructura comunitaria coralina en Mahahual no presentó diferencias significativas entre las zonas arrecifales, frente y pendiente. En el caso de Akumal se observó una diferencia entre zonas arrecifales en el tiempo uno, pero no en el tiempo dos (ANOSIM Global R= 0.485,  $p < .001$ ) (Tabla 12).

### Diferencia significativa ANOSIM comunidades coralinas.

Prueba estadística (R Global): 0.485  
 Nivel de significancia de la prueba estadística: 0.1%

**Tabla 13.** Análisis estadístico de las diferencias significativas de la caracterización de las comunidades coralinas.

Pairwise Tests Grupos	R Statistic	Significancia nivel %	Posible permutaciones	Actual permutaciones	Diferencia significativa
AkF00, AkF10	0.183	1.3	462	462	No
AkP00, AkP10	0.437	0.1	24310	999	No
MhF01, MhF11	0.611	0.2	6435	999	Si
MhP01, MhP11	1	0.8	126	126	Si
AkF00, MhF01	0.201	3	3003	999	No
AkP00, MhP01	0.437	0.9	2002	999	No
AkF10, MhF11	0.606	0.5	3003	999	Si
AkP10, MhP11	0.992	0.1	2002	999	Si
AkF00, AkP00	0.712	0.2	5005	999	Si
AkF10, AkP10	0.417	0.3	5005	999	No
MhF01, MhP01	0.024	39.3	1287	999	No
MhF11, MhP11	0.074	22.2	1287	999	No

### 9.3.5. Índice de diversidad transectos pareados

#### 9.3.5.a. Índice de diversidad transectos pareados.

La diversidad en el arrecife de Akumal no presentó diferencias en cuanto al tiempo. El frente de Akumal presentó un índice de diversidad de Shannon Weiner promedio de  $2.27 \pm 0.22$  y Mahahual de  $2.28 \pm 0.55$ . Este índice le da mayor importancia a las especies raras. (Tabla 13). El valor del índice de diversidad de Shannon Weaver muestra una diferencia significativa en cuanto al tiempo en Mahahual, disminuyendo en el decenio de estudio (frente  $p=.02$ , pendiente  $p=.008$ ). En Akumal la diversidad no presentó diferencias en el tiempo (Anexo tabla 37).

**Tabla 14.** Valores de los índices de diversidad y equitatividad.

Zonas Arrecifal	Mahahual F 2001	Mahahual F 2011	Akumal F 2000	Akumal F 2010	Mahahual P 2001	Mahahual P 2011	Akumal P 2000	Akumal P 2010
Diversidad S.W.	$2.28 \pm 0.55$	$2.06 \pm 0.43$	$2.27 \pm 0.22$	$1.97 \pm 0.74$	$2.54 \pm 0.18$	$1.87 \pm 0.19$	$2.41 \pm 0.17$	$2.27 \pm 0.09$
Equidad	$0.86 \pm 0.08$	$0.85 \pm 0.03$	$0.87 \pm 0.03$	$0.80 \pm 0.11$	$0.83 \pm 0.03$	$0.77 \pm 0.07$	$0.82 \pm 0.05$	$0.80 \pm 0.06$
Riqueza	34	33	28	31	35	22	33	36

#### 9.3.5.b. Índice de diversidad por zona arrecifal Mahahual y Akumal 2001.

La pendiente de Mahahual presentó la mayor diversidad en el 2001, las zonas de pendiente tanto en Mahahual como en Akumal presentaron mayor diversidad que las zonas del frente. En ambos sitios de estudios el índice de diversidad de Shannon Weaver presentó valores menores en un decenio (figura 44).

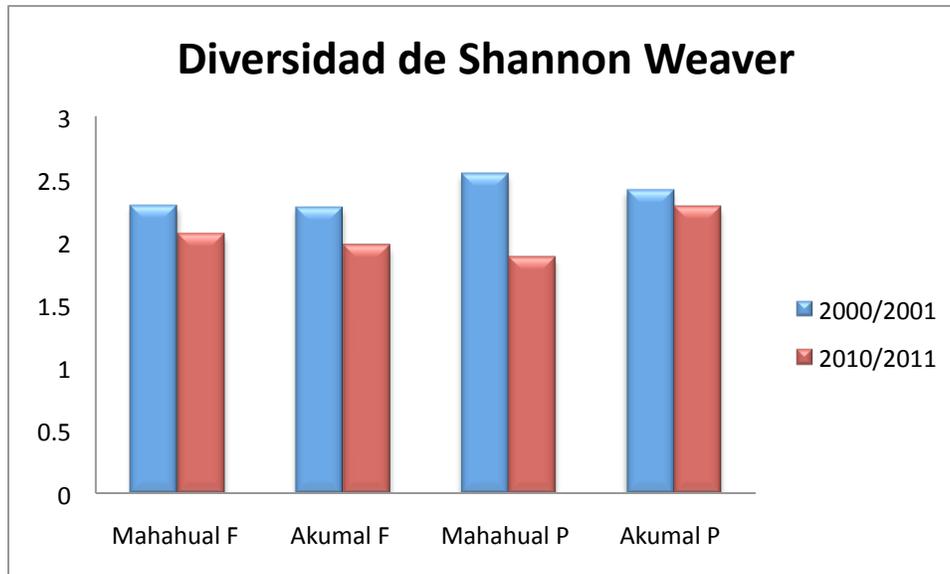


Figura 44. Comparación índice de diversidad Shannon Weaver.

**9.3.5.c. Diferencias del índice de diversidad en el tiempo en las zonas arrecifales de Akumal y Mahahual.**

El índice de diversidad de Shannon Weaver disminuyó en el tiempo en Mahahual. Akumal no presentó diferencias entre el 2000 y el 2010, zona del frente ( $p=.7532$ ), pendiente ( $p=.4413$ ) (figura 45).

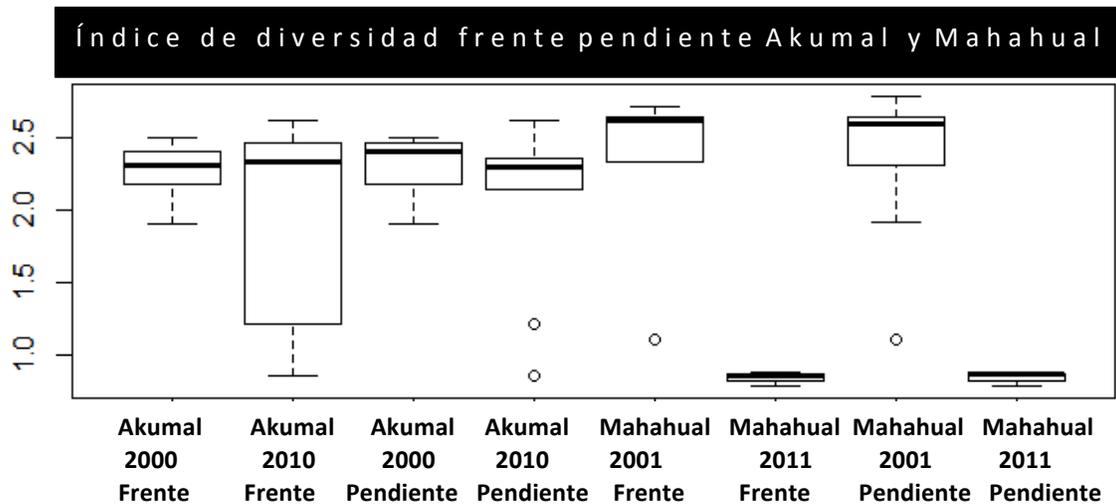


Figura 45. Índice de diversidad del frente y pendiente de Akumal y Mahahual en un decenio de estudio.

## 9. 4. Evaluación y comparación del estado de condición de ambos arrecifes coralinos en dos tiempos distintos.

### 9.4.1. Estado de condición frente Akumal

El estado de condición en el frente arrecifal de Akumal en el 2000 de acuerdo con el promedio obtenido a partir de los porcentajes de cobertura, y prevalencia, fue clasificado como *regular* con un valor de  $2.88 \pm 0.4$ , con una cobertura coralina con una clasificación *regular* y una cobertura de macroalgas clasificado como *bien*, según lo reportado anteriormente de cobertura (figura 21) y una incidencia de enfermedades de coral clasificado como *crítico* de  $8.7\% \pm 7.0$ ; se observó un porcentaje de blanqueamiento de 2% (Anexo), y se reportó un 3.07% de *Acropora palmata*, del total de colonias contadas de manera continua en los videotransectos en el 2000, para el 2010 se reporta 0.12% de *Acropora palmata* y 2.0% de blanqueamiento. En el 2010 esta zona arrecifal fue evaluada como en estado *crítico* con un valor de  $1.3 \pm 0.14$ .

### 9.4.2 Estado de condición pendiente Akumal.

La zona de pendiente de Akumal en el 2000 presentó un valor de  $2.0 \pm 0.3$  lo que se traduce en una clasificación de *mal* estado, para el 2010 disminuye el valor promedio a  $1.6 \pm 0.3$ , clasificándola como en un estado *crítico*. El porcentaje de cobertura de coral fue clasificado como *regular* en el 2000, para el 2010 continúa con una cobertura de coral *regular* (figura 22). La incidencia de enfermedades de coral fue de  $4.6\% \pm 4.0$  en el 2000, para el 2010 presenta una incidencia clasificada como *crítica* con  $53.6\% \pm 12.3$ . La densidad de colonias por  $m^2$  disminuye de  $3.7 \pm 1.17$  en el 2000, a  $2.3 \pm 0.09$  en el 2010. De la especie *Acropora palmata* en el 2000 se registra un porcentaje de 0%, en el 2010 es de 0.3%. El porcentaje de blanqueamiento para el 2001 es de 3.6% y en el 2011 de 3.0% (Anexo figura 62).

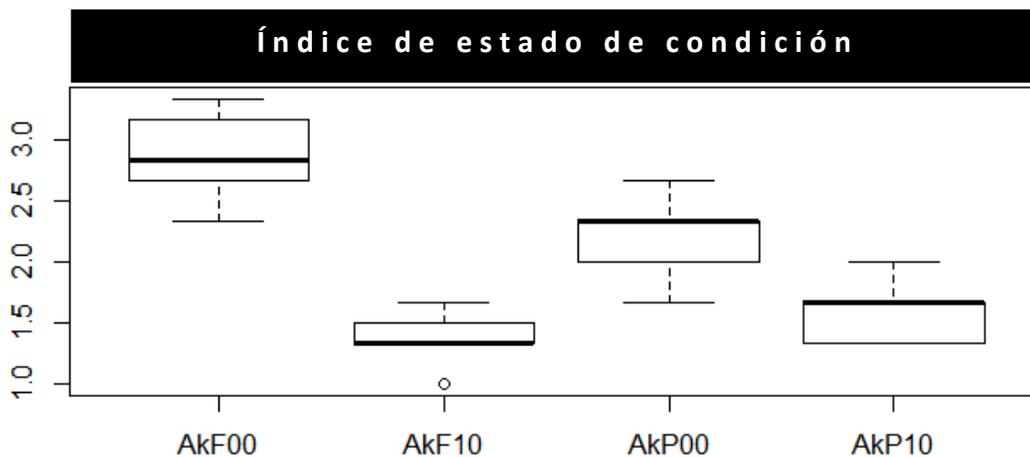


Figura 46. Índice de estado de condición. AkF= frente arrecifal 2000/2010, AkP= pendiente arrecifal 2000/2010.

#### **9.4.3. Estado de condición frente Mahahual.**

El estado de condición en el frente de Mahahual en el 2001, con un promedio de  $2.4 \pm 0.72$  de la evaluación en los porcentajes de indicadores, se consideró *malo*, con una clasificación *buena* de cobertura coralina y una clasificación *mala* en cuanto a cobertura de macroalgas (figura 23) y un porcentaje de incidencia de enfermedades de coral crítica  $14.5\% \pm 4.1$ ; se observó un porcentaje de blanqueamiento de 2.6% en el 2001 y de 68.3%, se reportó en el 2001 0.26% de *Acropora palmata*, del total de colonias contadas de manera continua en los videotransectos. En el 2011 esta zona arrecifal presentó un estado crítico con un valor de  $1.4 \pm 0.25$ , la incidencia de enfermedades de coral disminuye a 13.1%. La densidad de colonias en esta zona disminuyó de 2.8 en el 2001 a 2.2 en el 2011.

#### **9.4.4. Estado de condición pendiente Mahahual.**

La zona de pendiente de Mahahual en el 2001 presentó un valor de  $2.1 \pm 0.3$  en el promedio de indicadores lo que se traduce como una clasificación de *mal* estado, para el 2011 disminuye el valor promedio a  $1.5 \pm 0.29$ , clasificándola como en un estado *crítico*. La incidencia de enfermedades de coral fue de 19.1% en el 2001, para el 2011 presenta 19.4%. El porcentaje de blanqueamiento en el 2001 fue de 2.7%, en el 2011 de 67.5%. La densidad de colonias por  $m^2$  disminuye de 2.3 en el 2001, a 1.6 en el 2011 (Anexo figura 63).

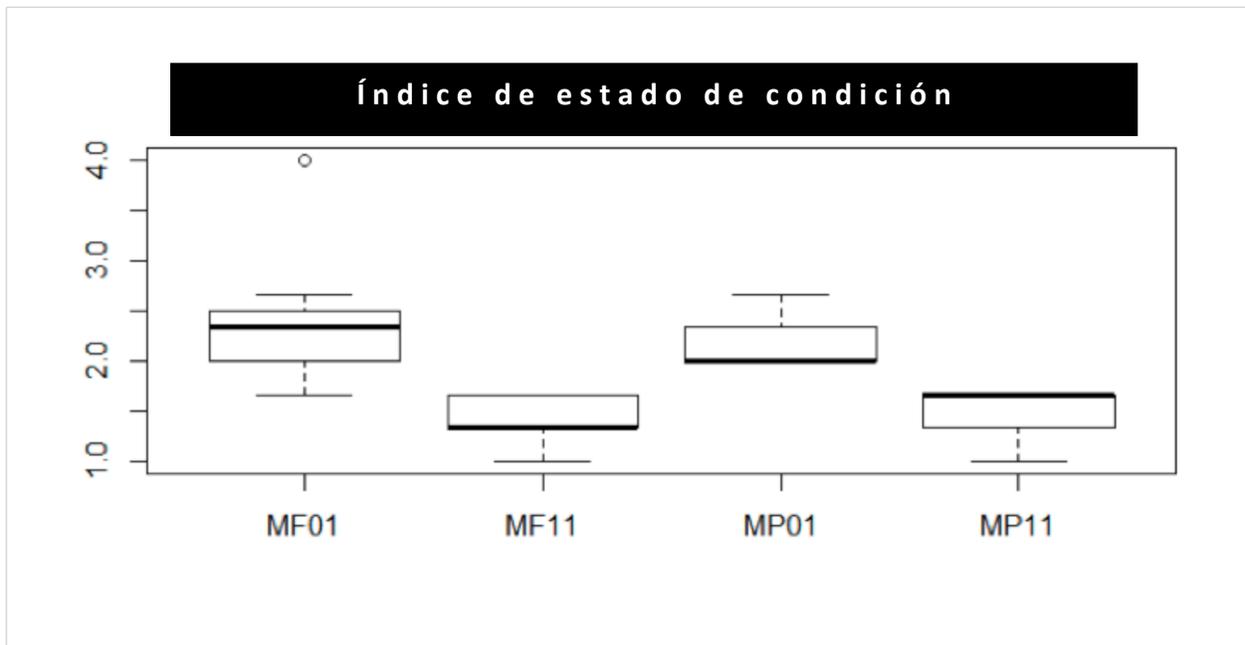


Figura 47. Índice de estado de condición. El valor más alto del índice de estado de condición se observó en el frente de Mahahual en el 2001(transectos pareados) .

Para ambos sitios, se registró una disminución del índice de estado de condición en diez años, esto se observó en las zonas arrecifales del frente y pendiente en los arrecifes bordeantes de Akumal y Mahahual, el estado de condición en el 2010 y 2011 respectivamente se evaluó como *crítico* (figura 48, 49, 50).

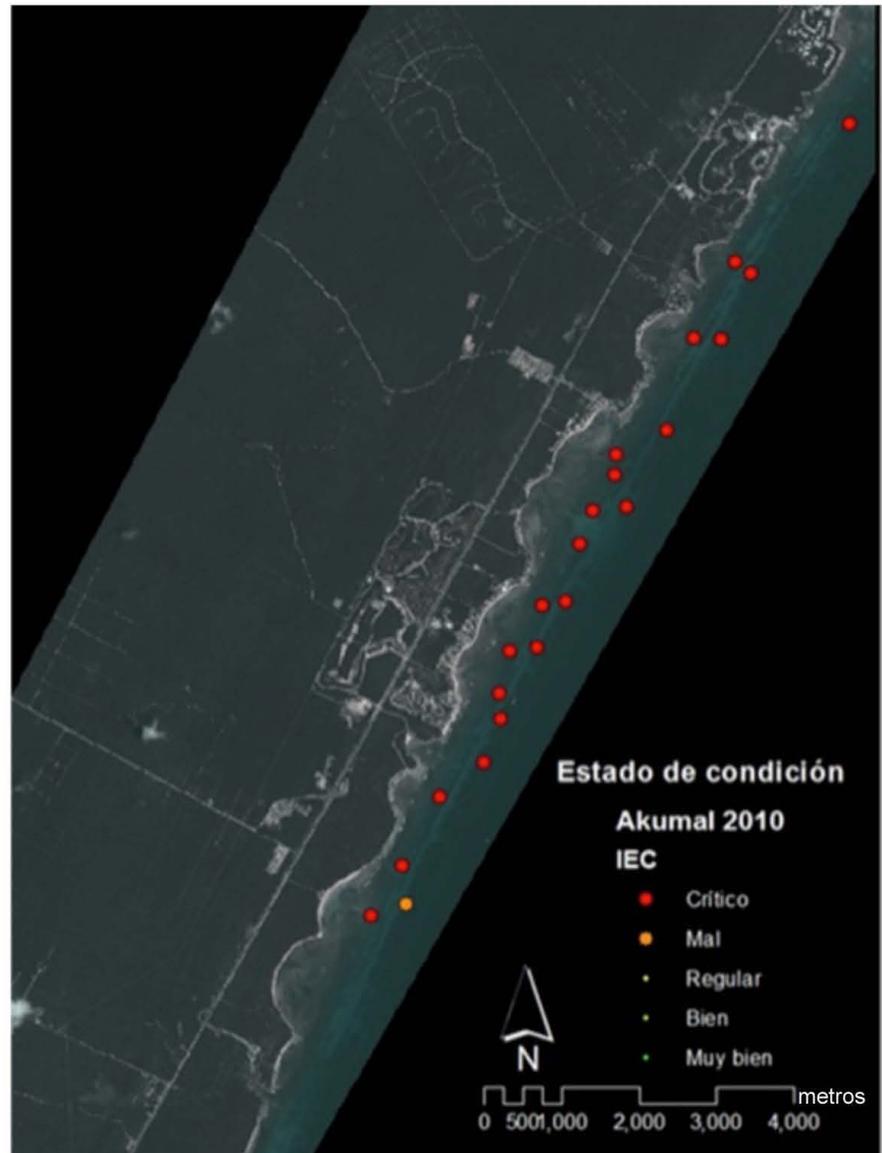


Figura 48. Índice de estado de condición para cada estación de Akumal. El mapa representa el estado de condición de cada transecto, donde el rojo representa el estado “crítico” y el verde el estado “muy bien”, también puede observarse el desarrollo antropogénico en un decenio.

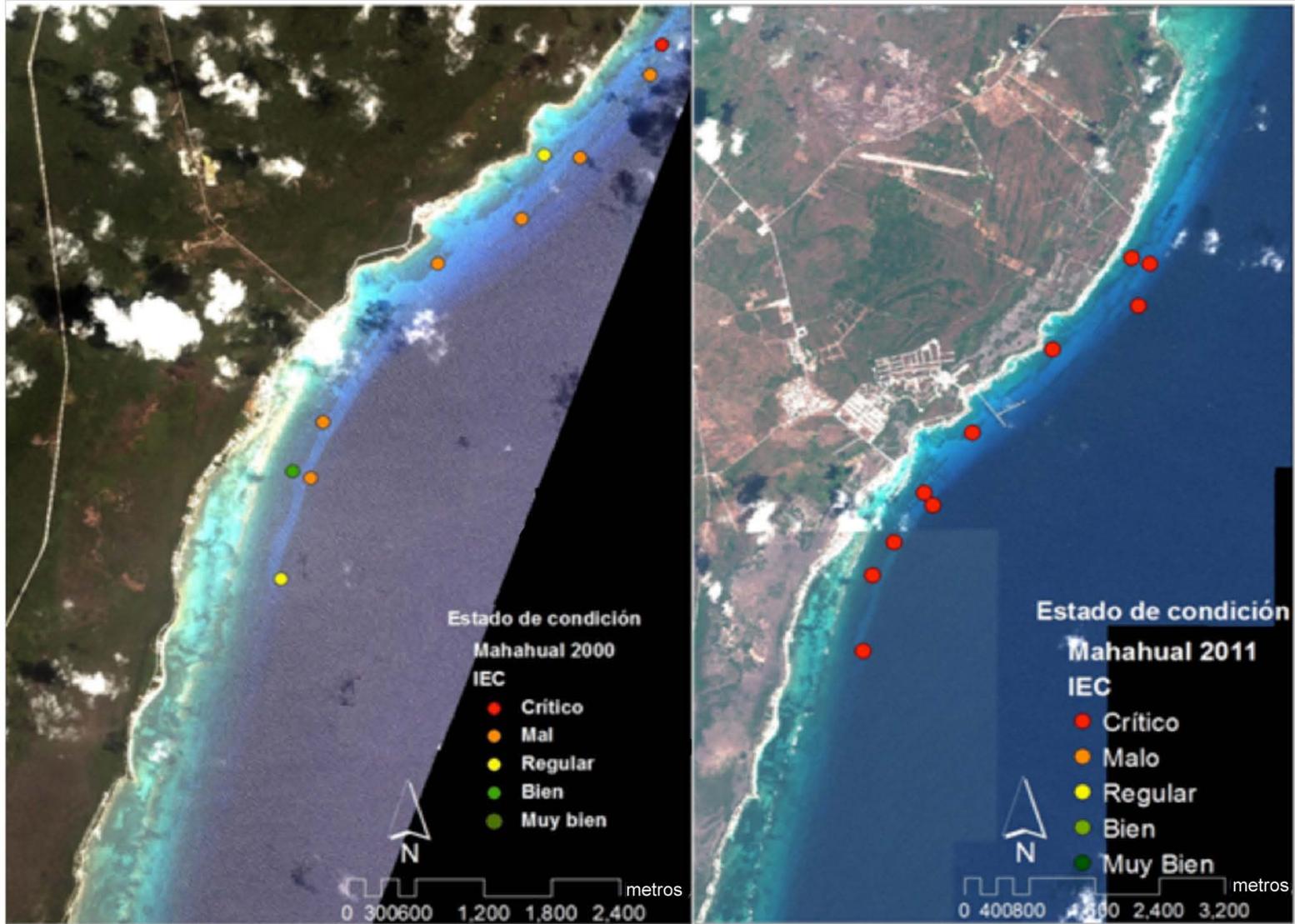


Figura 49. Índice de estado de condición para cada estación de Mahahual. El mapa representa el estado de condición de cada transecto, donde el rojo representa el estado crítico y el verde muy bien, también puede observarse el desarrollo antropogénico en un decenio.

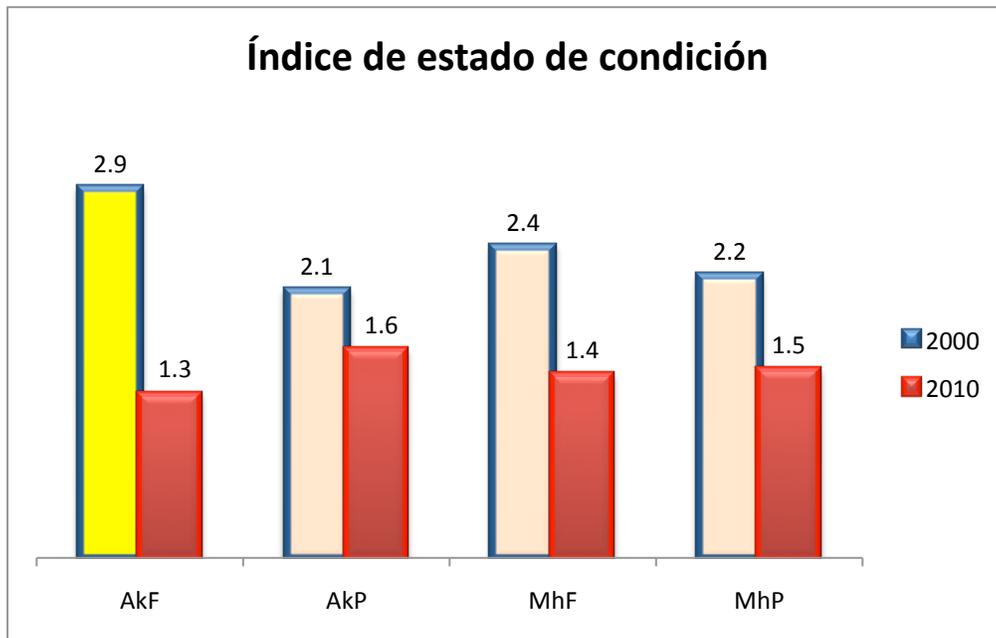


Figura 50. Comparación del estado de condición zonas arrecifales de Akumal y Mahahual, transectos pareados.

#### 9.4.5 Enfermedades coralinas en Akumal y Mahahual 2000-2001/2010-2011.”

La enfermedad de banda amarilla aumentó en el 2000 en el arrecife de Akumal presentándose en el 8% de las colonias (1232), un 18% de presentaron lesiones. En el tiempo la zona del frente presentó  $2.3\% \pm 4.6$  de banda amarilla, y la pendiente  $1.2\% \pm 1.4$ . En el 2010 se registró un porcentaje de  $7.9 \pm 2.4$  en el frente y de  $26.7 \pm 3.3$  en la pendiente, en el 2010 de en la pendiente que en la zona del frente arrecifal. Las especies más afectadas pertenecieron al género *Orbicella* y *Montastrea* (figura 51).

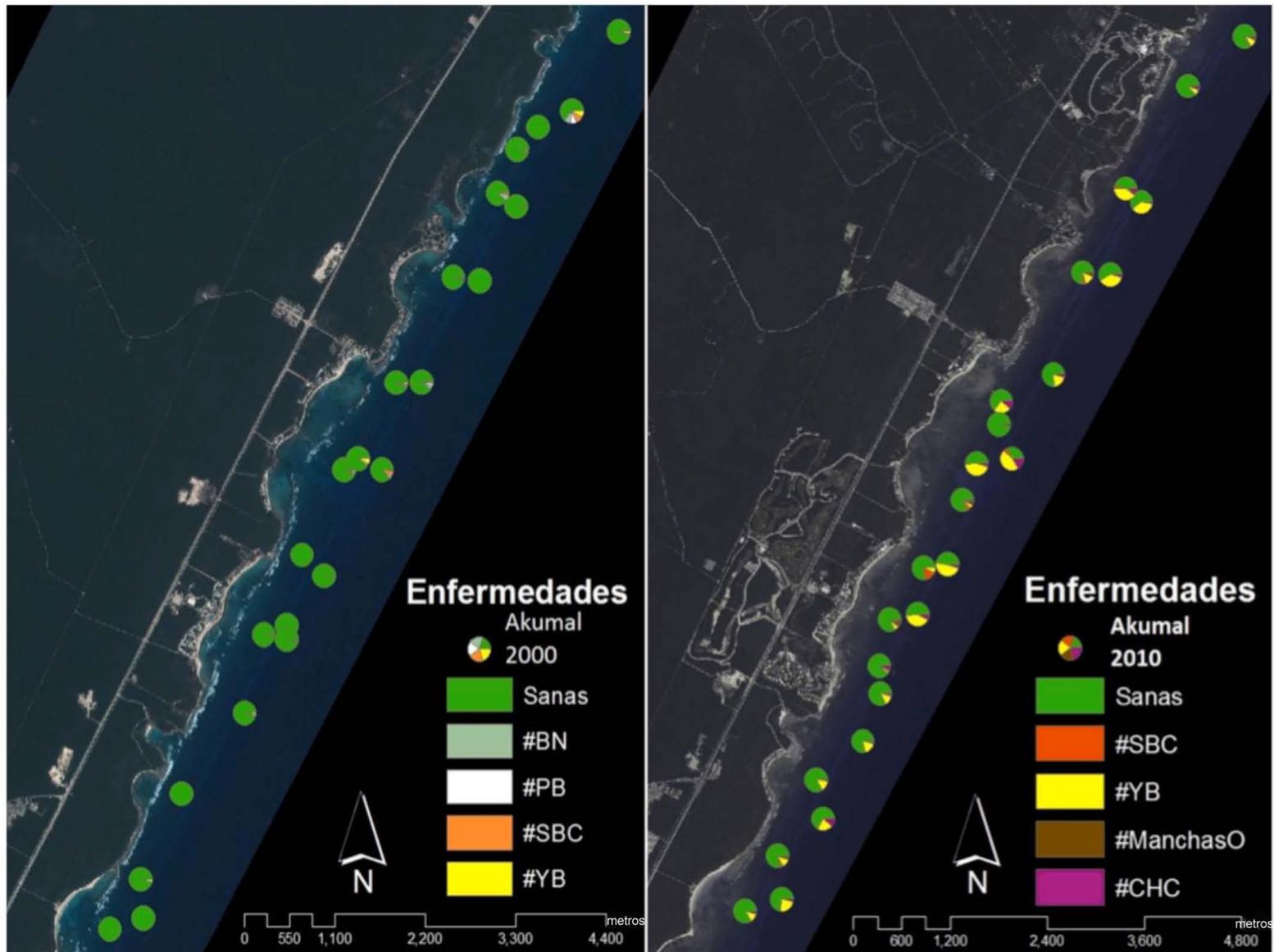


Figura 51. Enfermedades coralinas en el arrecife de Akumal, imagen izquierda 2000, imagen derecha 2010.

Las enfermedades de coral aumentaron en el decenio de estudio. En Mahahual los corales con lesiones, en el 2011, presentaron en su mayoría un estado de salud comprometida del coral (Compromise Health), y síndrome blanco caribeño. En el 2001 la enfermedad más abundante fue la de manchas oscuras. En el frente de Mahahual las especies más afectada en el 2001 fueron *Porites astreoides* y *Siderastrea siderea*, para el 2011 *Undaria agaricites* y *Siderastrea siderea*. En la pendiente las más afectadas fueron *Undaria agaricites* y *Orbicella faveolata*. En el 2011 las especies con mayor número de enfermedades registradas fueron *Undaria agaricites* y *Porites astreoides* (figura 52).

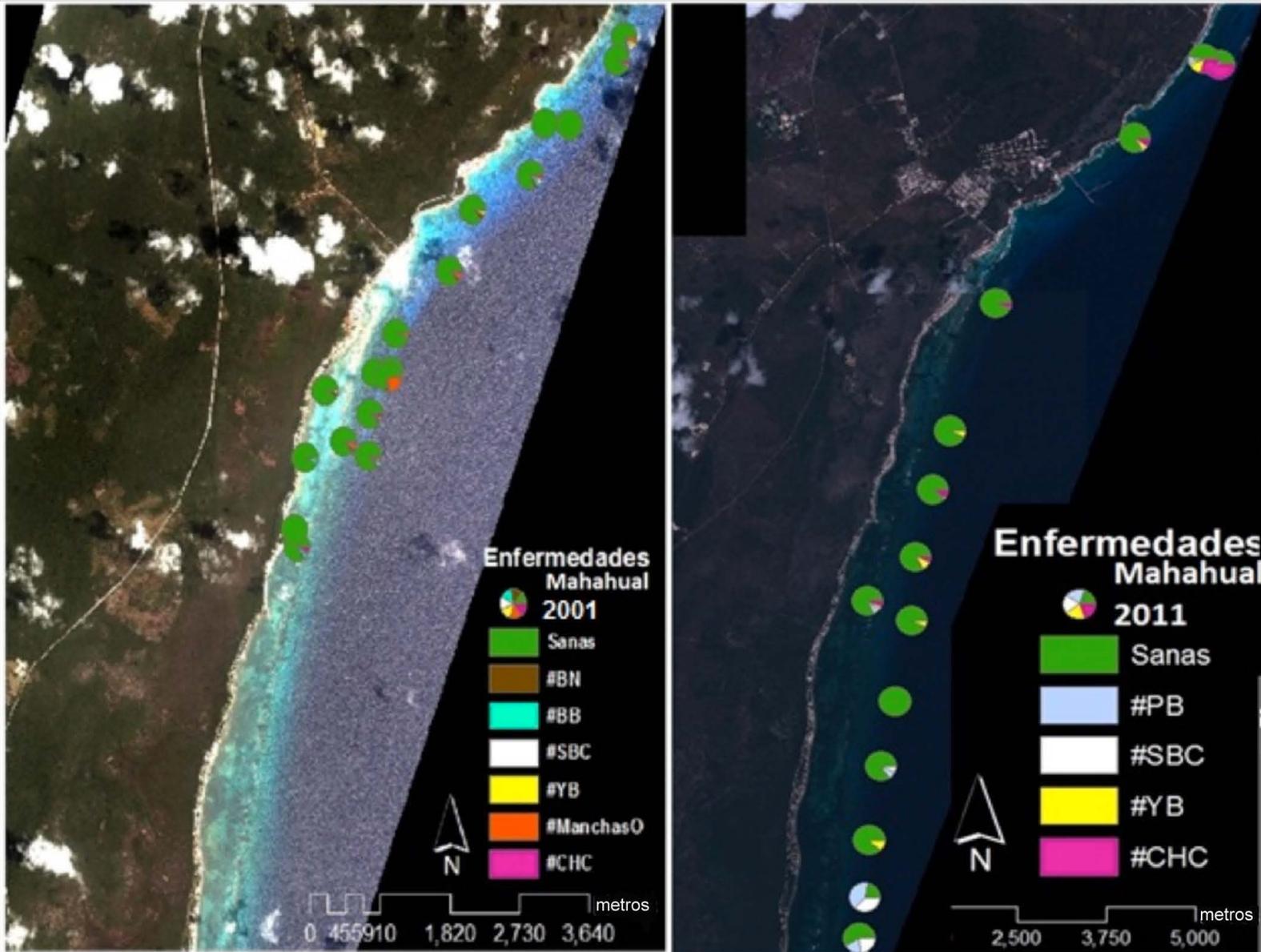


Figura 52. Enfermedades coralinas en el arrecife de Mahahual, imagen izquierda 2001, imagen derecha 2011.

Al explorar la relación entre el número de colonias y el número de enfermedades encontradas, no se encontró una correlación entre el número de colonias y el número de enfermedades ( $r = -.1122616$ ) (figura 53).

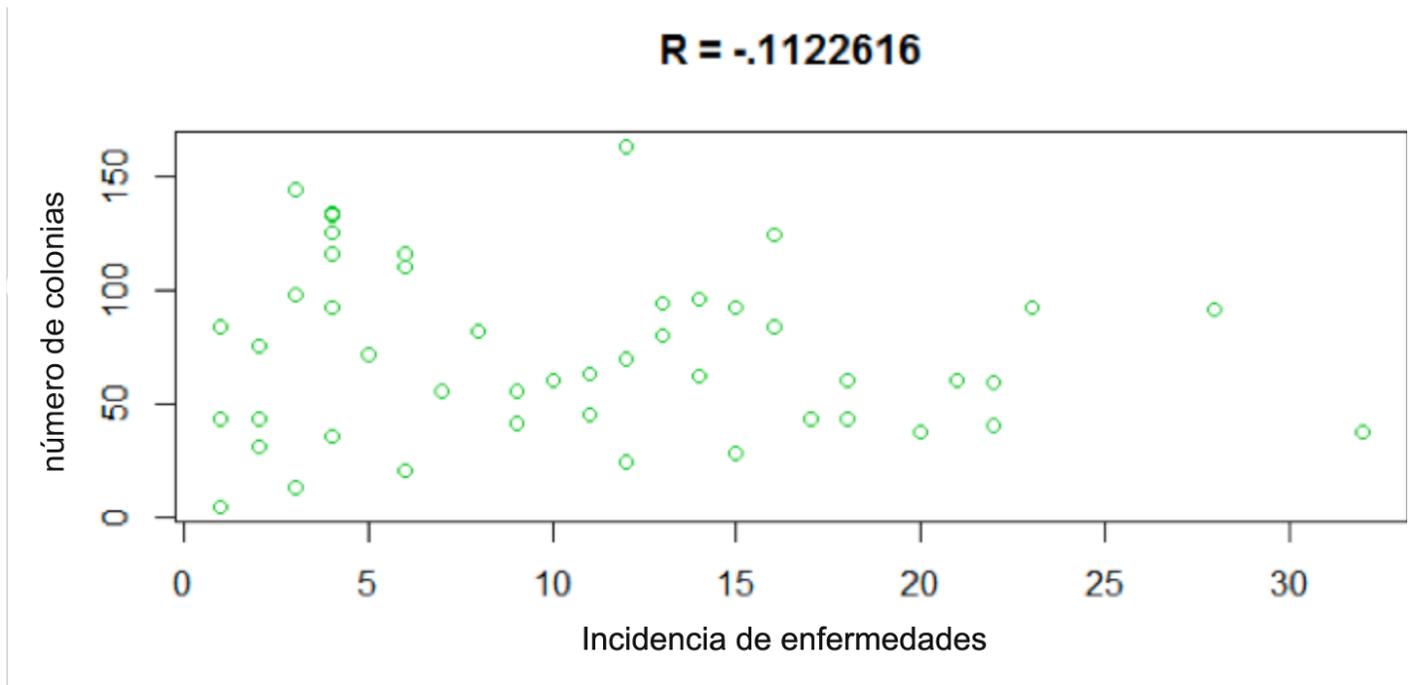


Figura 53. Análisis de correlación entre el número de colonias y la incidencia de enfermedades coralinas.

## 9.5 Determinación del cambio en la estructura comunitaria en ambos arrecifes a través del tiempo mediante la obtención de un índice de estructura arrecifal.

El índice de estructura arrecifal más bajo registrado para Akumal fue de 0.005 en el frente en el 2010, y el valor más alto fue de 15.8 en la pendiente en el año 2000. En ambas zonas arrecifales el índice disminuyó en el tiempo, en el frente de  $4.6 \pm 3.6$  a  $1.6 \pm 1.3$  ( $p=0.02771$ ), y en la pendiente de  $8.9 \pm 5.2$  a  $3.6 \pm 1.6$  ( $p=0.02088$ ) (Tabla 14, figura 54).

**Tabla 15.** Índice de estructura arrecifal frente y pendiente Akumal 2000.

	Frente				Pendiente			
	Min.	Mediana	Media	Max.	Min.	Mediana	Media	Max.
2000	1.1	4.0	4.6	9.9	2.6	8.9	8.9	15.8
2010	0.0	2.0	1.6	3.1	2.1	3.6	3.8	7.1

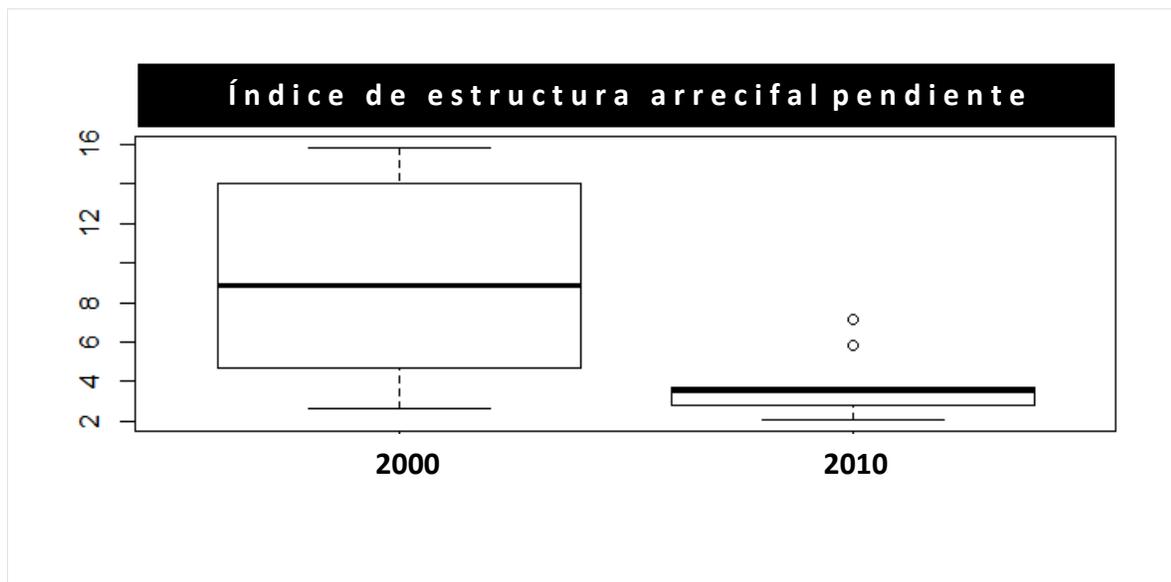
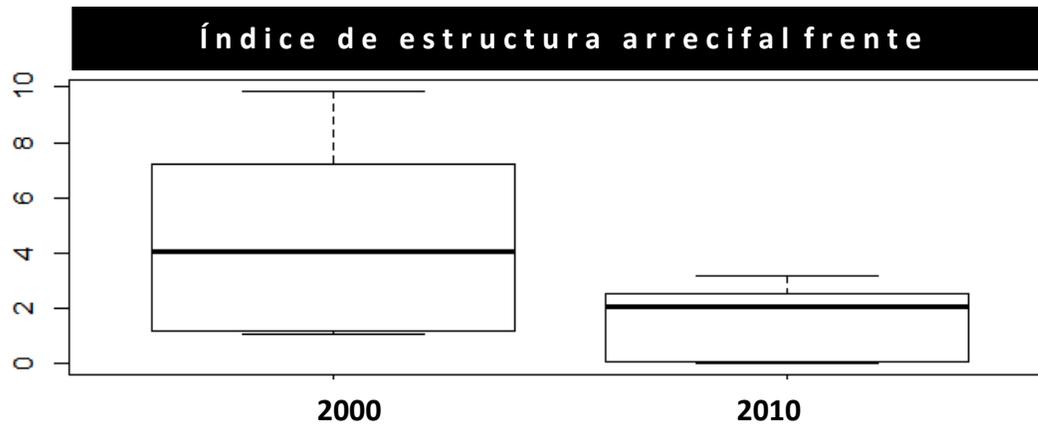
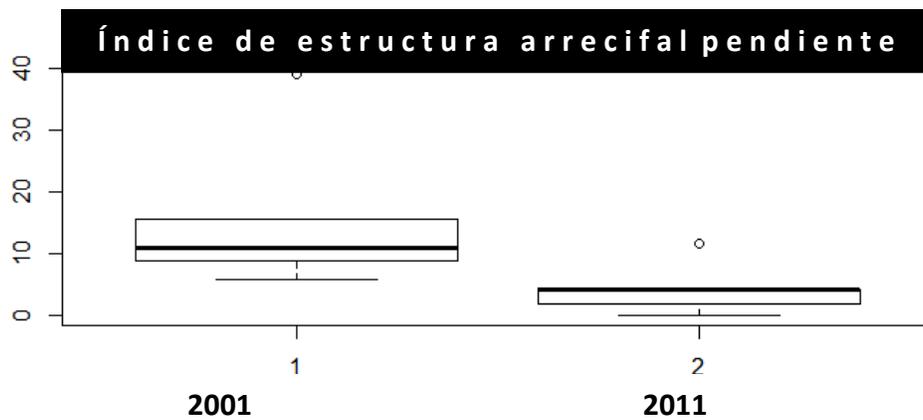
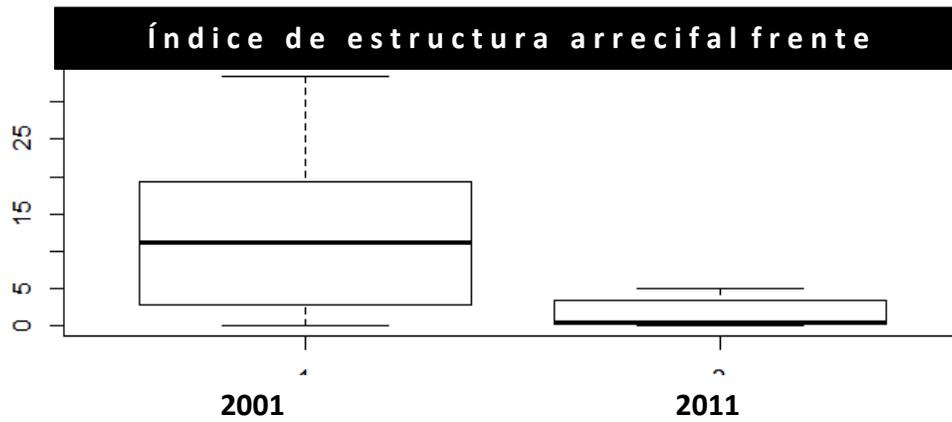


Figura 54. Índice de estructura arrecifal en la pendiente de Akumal.

El índice de estructura arrecifal en Mahahual presento un valor mínimo de cero tanto en el 2000 como en el 2010, se observó un valor máximo de 39 en la zona de la pendiente en el 2001 y de 11.6 en el 2011 (Tabla 15). En general el índice de estructura disminuyó en un decenio tanto en el frente como en la pendiente (figura 55). En Mahahual se encontraron diferencias significativas para la zona del frente ( $p=.01729$ ) y no se observaron diferencias en el tiempo en la pendiente ( $p=.07962$ ).

**Tabla 16.** Índice de estructura arrecifal frente y pendiente Mahahual 2000.

	Frente				Pendiente			
	Min.	Mediana	Media	Max.	Min.	Mediana	Media	Max.
2001	0.0	11.2	12.5	33.5	5.9	10.9	16.0	39.0
2011	0.0	4.0	1.6	4.9	0.0	4.1	4.3	11.6



**Figura 55.** Índice de estructura arrecifal del frente y pendiente de Mahahual 2001.

El valor de IEA más alto se encontró en la pendiente de Mahahual con un valor de 39, el frente también registró un valor alto de 33 en el 2001. En el tiempo dos los valores más altos encontrados fueron en Mahahual, 11.6 en la pendiente y 4.9 en el frente (figura 49, 50 y 51). El análisis del índice de estructura arrecifal dio como resultado un cambio en ambas zonas arrecifales de Akumal disminuyendo en el tiempo. Mahahual presenta una pérdida de estructura arrecifal en el frente en el decenio estudiado.

Con respecto al Índice de estructura arrecifal en el frente de Mahahual se encontró un IPPEC de  $1.47 \pm 0.76$  en el año 2001 en comparación con los valores  $0.85 \pm 0.78$  del 2011. En la pendiente se obtuvo un IPPEC de  $1.14 \pm .69$  en el 2001 el cual se mantuvo constante para el 2011. En cuanto a la complejidad topográfica del frente en el 2001 fue  $0.25 \pm 0.08$  y en el 2011 fue de  $0.20 \pm 0.13$ , en la pendiente en el 2001 fue de  $0.27 \pm 0.10$  mientras que en el 2011 fue de  $0.28 \pm 0.09$ . En cuanto a la complejidad topográfica del frente de Akumal en el 2000 fue  $0.22 \pm .12$  y en el 2010 fue de  $0.17 \pm .11$ , en la pendiente en el 2000 fue de 0.30 mientras que en el 2010 fue de 0.25.

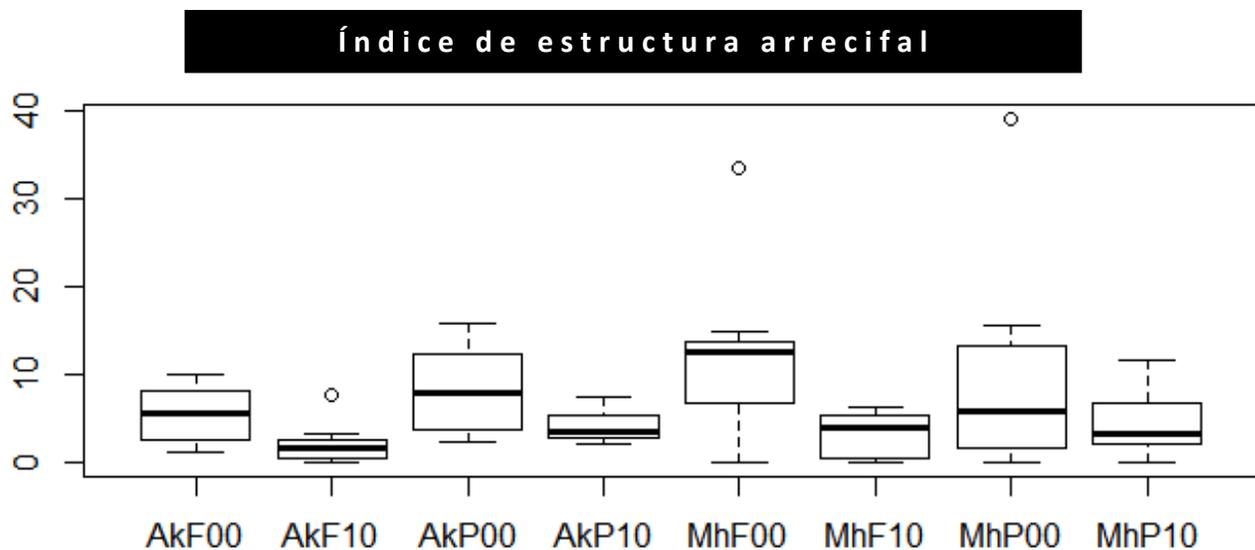


Figura 56. Índice de estructura arrecifal en las diferentes zonas arrecifales de Akumal y Mahahual 2001/2011.

**Tabla 17.** Valor de los indicadores evaluados para el cálculo del índice de estructura arrecifal (IEA).

	<b>Cobertura coralina</b>	<b>IPPEC</b>	<b>C.T.</b>
<b>Akumal frente 2000</b>	<b>18.06±6.73</b>	<b>1.14±.33</b>	<b>0.22±0.12</b>
<b>Akumal frente 2010</b>	<b>8.15±5.24</b>	<b>1.06±.54</b>	<b>0.17±0.11</b>
<b>Akumal pendiente 2000</b>	<b>18.81±7.14</b>	<b>1.39±.41</b>	<b>0.30±0.12</b>
<b>Akumal pendiente 2010</b>	<b>12.72±3.64</b>	<b>1.32±.27</b>	<b>0.25±0.09</b>
<b>Mahahual frente 2001</b>	<b>22.9±12.88</b>	<b>1.47±.76</b>	<b>0.25±0.08</b>
<b>Mahahual frente 2011</b>	<b>7.59±5.16</b>	<b>0.85±0.78</b>	<b>0.20±0.13</b>
<b>Mahahual pendiente 2001</b>	<b>21.05±12.36</b>	<b>1.13±.69</b>	<b>0.27±0.10</b>
<b>Mahahual pendiente 2011</b>	<b>12.37±5.11</b>	<b>1.14±.52</b>	<b>0.28±0.09</b>

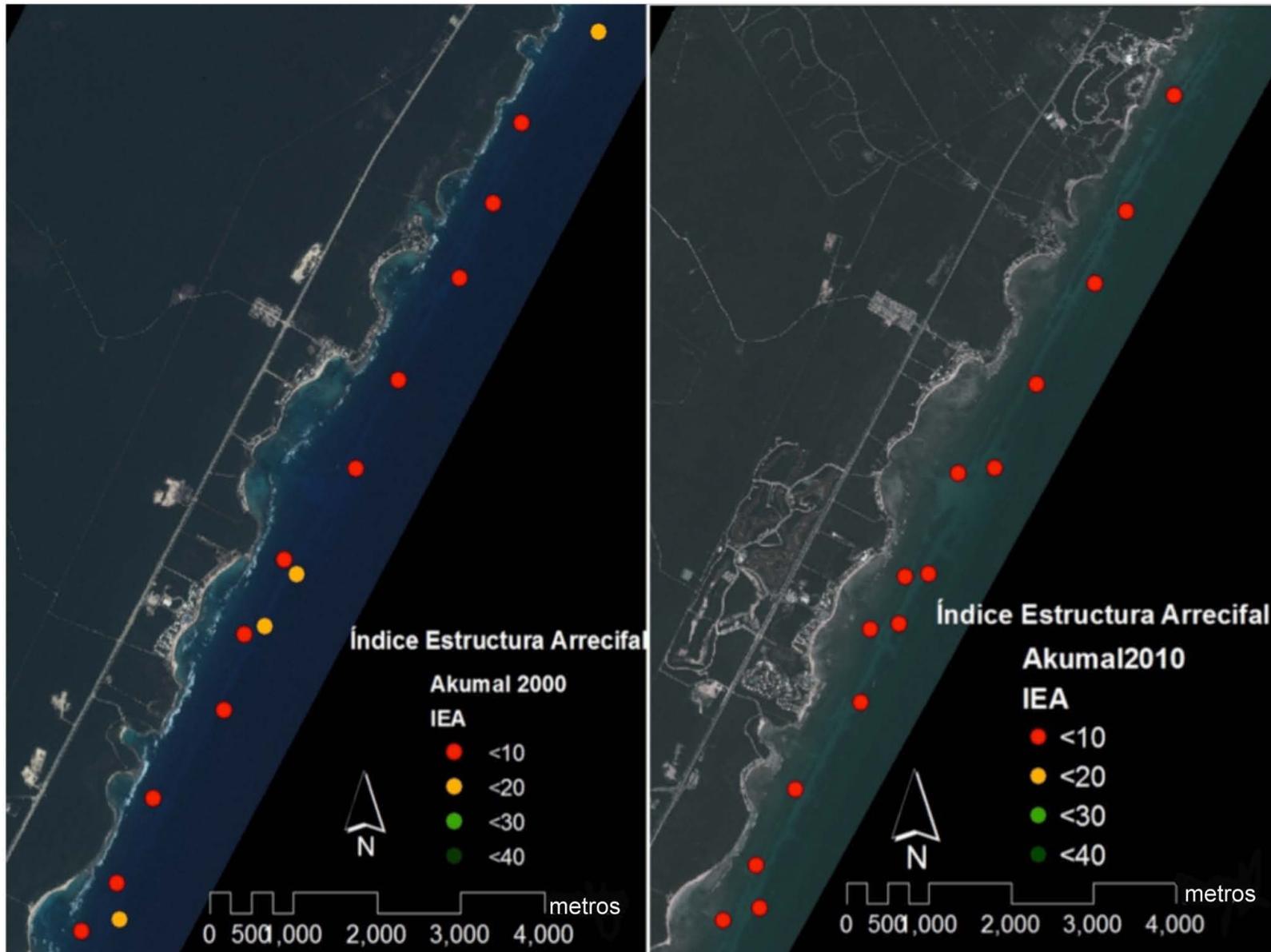


Figura 57. IEA del arrecife de Akumal, imagen izquierda en el 2000, imagen derecha en el 2010.

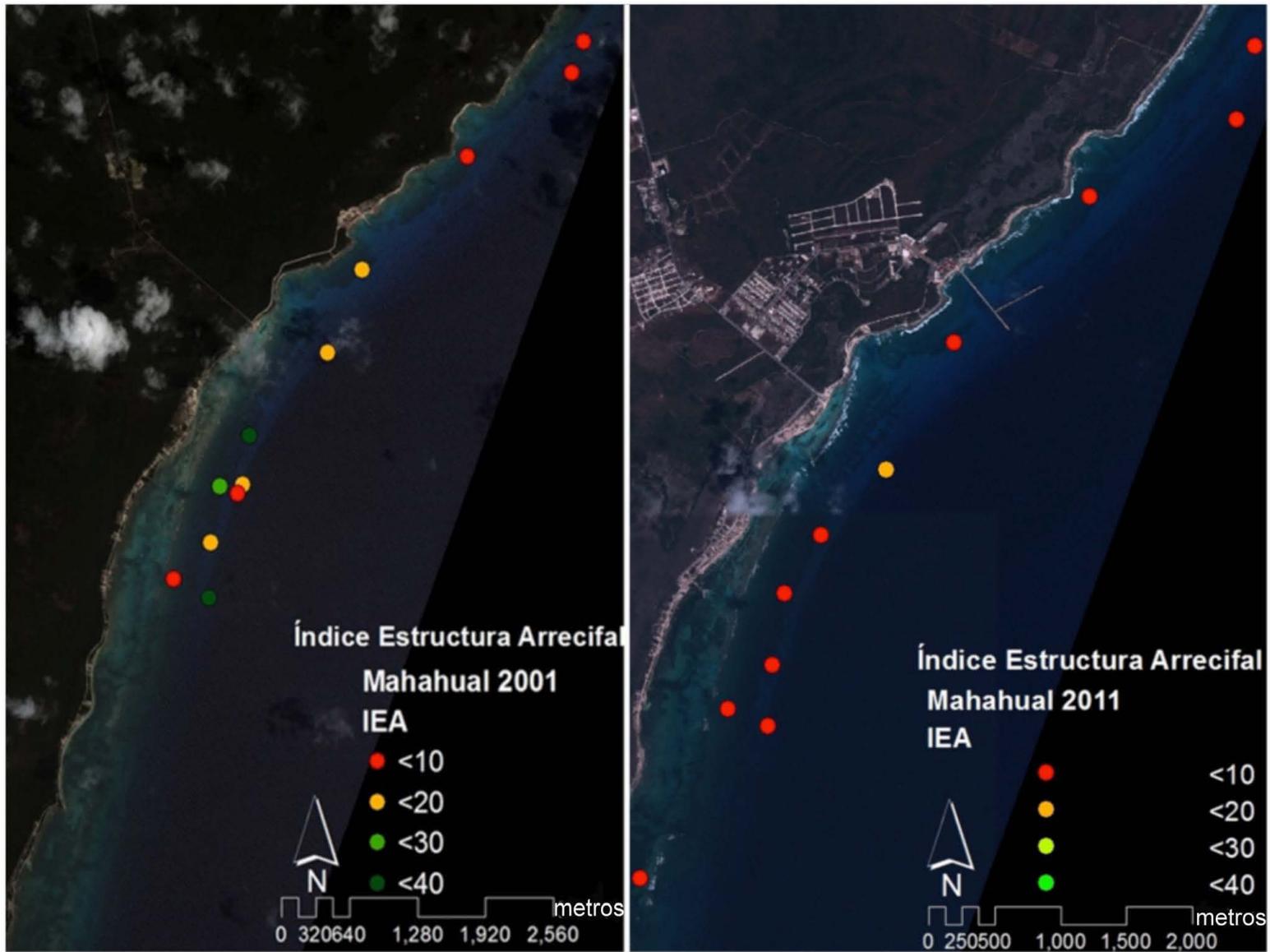


Figura 58. IEA arrecife de Mahahual 2001 figura izquierda, 2011 figura derecha.

## 9.6 Análisis de hábitats arrecifales.

El Análisis Aglomerativos (*cluster*) para la zona del frente y pendiente, para ambos arrecifes de estudio, Mahahual y Akumal, definió 7 hábitats para Mahahual y 4 para Akumal, bajo los niveles de resamblaje: 20, 40, 60,80. Estos hábitats se definieron de acuerdo a las coberturas de los grandes grupos funcionales, hábitat1) arenas y sedimentos, hábitat 2) alta cobertura de algas y muy baja cobertura coralina, hábitat 3) arena y sedimento, con algas filamentosas y baja cobertura coralina, hábitat 4) coberturas de coral, arenas y sedimentos, hábitat 5) coberturas medias de coral y algas hábitat 6) alta cobertura de coral y media de algas hábitat 7) alta cobertura de coral y baja cobertura de algas.

En el caso de Akumal los hábitats fueron, hábitat1) alta cobertura de algas y baja cobertura coralina 2) cobertura media de algas, y baja cobertura coralina 3) cobertura media de algas y media de corales 4) alta cobertura coralina y cobertura media de algas.

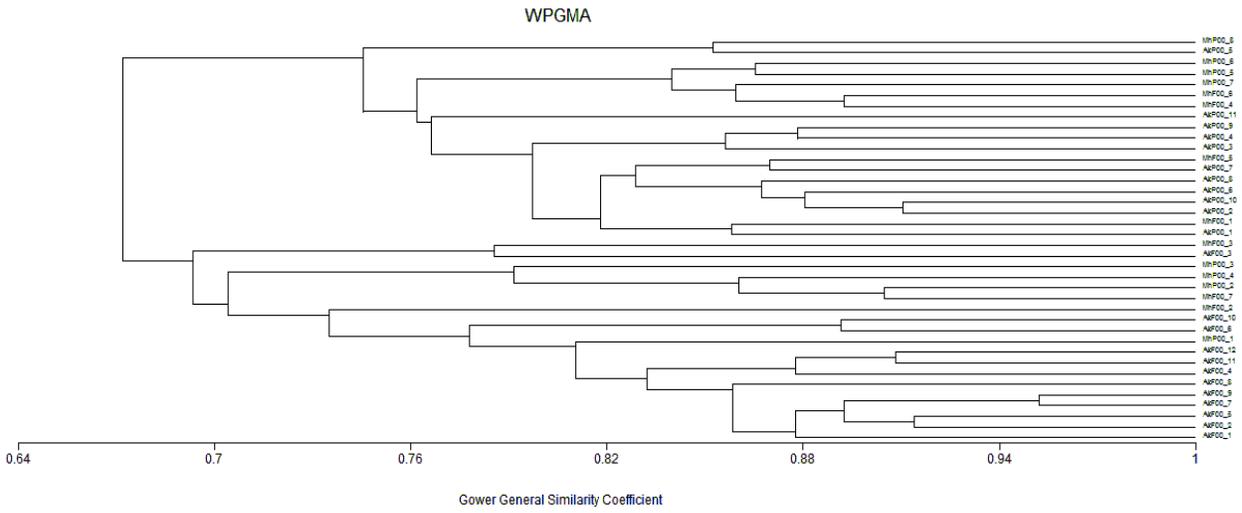
A partir del cluster (figura 59) se llevó a cabo la selección de estaciones con similitudes, en Akumal se obtuvieron 11 estaciones correspondientes al hábitat 1, una estación de hábitat dos, 10 del hábitat 3 y una para el hábitat 4, la mayoría de las estaciones presentaron alta cobertura de algas y baja cobertura coralina (Tabla 17). La mayoría de las estaciones de Mahahual en el 2000 se encontraban en un hábitat con alta cobertura coralina y una cobertura media de algas, hábitat 5, el hábitat 1 presentó 3 estaciones, y el resto solo una estación (tabla 18).

**Tabla 18.** Número de estaciones correspondientes a cada hábitat del arrecife de Akumal.

	Hábitat 1	Hábitat 2	Hábitat 3	Hábitat 4
Número estaciones	11	1	10	1

**Tabla 19.** Número de estaciones correspondientes a cada hábitat del arrecife de Mahahual.

	Hábitat 1	Hábitat 2	Hábitat 3	Hábitat 4	Hábitat 5	Hábitat 6	Hábitat 7
Número estaciones	3	1	1	1	1	5	1



**Figura 59. Cluster producido mediante el análisis aglomerativo por coeficiente de similitud de Gower para la estaciones del frente y pendiente del arrecife de Akumal y Mahahual en el 2000.**

## 9.7 Estimación espacial y temporal de las modificaciones antrópicas del paisaje en la zona costera.

Se obtuvieron 38 imágenes Landsat en el portal Global Land Cover Facility, de los cuales se eligieron 10 imágenes con el porcentaje más bajo de cobertura de nubes y con el valor más alto de calidad para Akumal y Mahahual (figura 60).

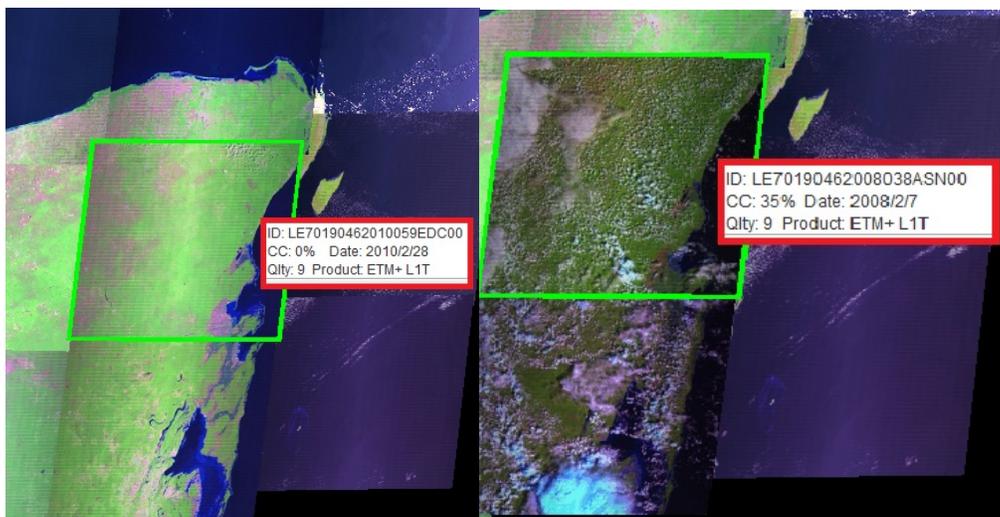


Figura 60. La imagen izquierda muestra una buena calidad y baja nubosidad para Akumal, la del lado derecho una con alta nubosidad e igual calidad, se eligió la del lado derecho.

Las imágenes con menor nubosidad y mejor calidad para cada año no siempre fueron las mejores para la obtención de las zonas modificadas por actividades antrópicas, se encontraron imágenes con nubosidad fuera del área de estudio, estas imágenes a pesar de presentar nubosidad en la imagen completa, fueron útiles debido al sitio donde se encontró la nubosidad (figura 61).

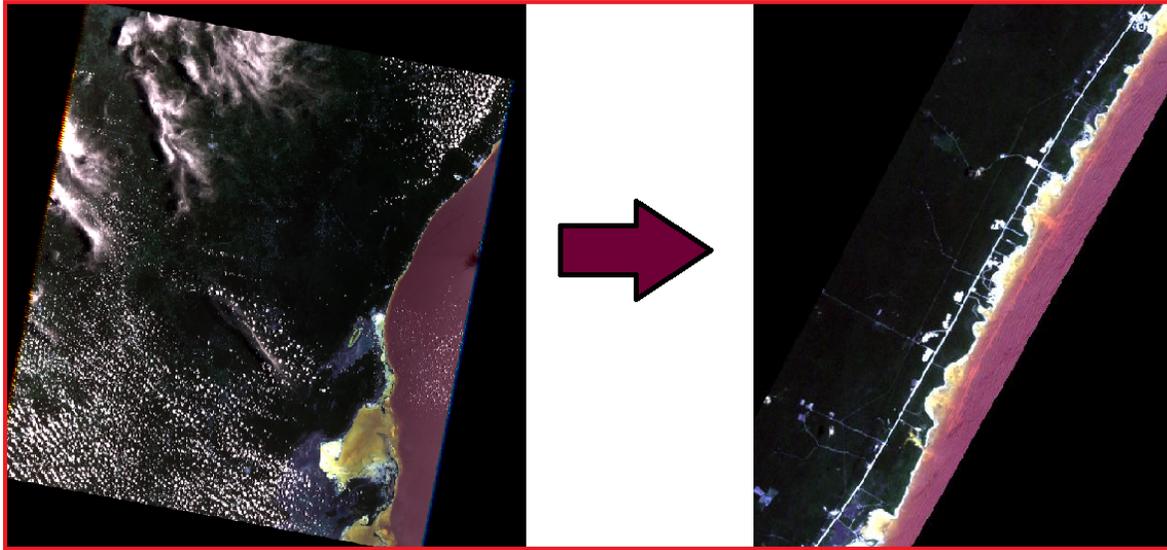


Figura 61. Imagen compuesta de la escena completa 2002 con una nubosidad del 17% y calidad de 9% (USGS), recorte del área de interés de Akumal.

Las áreas de terreno modificado por actividades antropogénicas presentaron el mejor contraste con la misma combinación de bandas. En su mayoría se observó un buen contraste con la combinación del espectro visible (1, 2,3) otras presentaron mejor contraste combinándolas con las bandas 4 y 5 (figura 62).

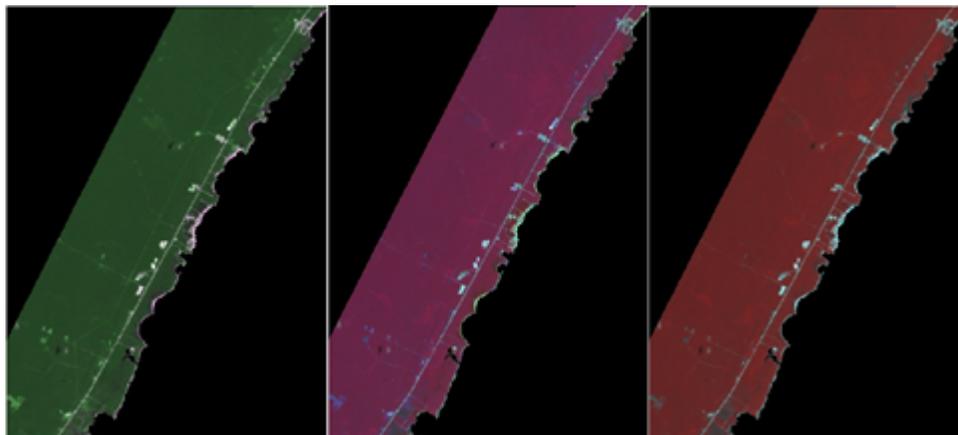


Figura 62. Área de estudio de Akumal con diferente combinación de bandas.

Los objetos vectoriales (polígonos) obtenidos en el programa ArcMap 10 delimitaron el área de estudio (área de interés) excluyendo la parte marina con en el programa ENVI 4.7 al facilitarse

con este proceso la obtención de recortes y cálculo del área modificada en el ArcMap 3.2, se obtuvieron 20 recortes del área terrestre para todos los años en ambas zonas de estudio (figura 63).

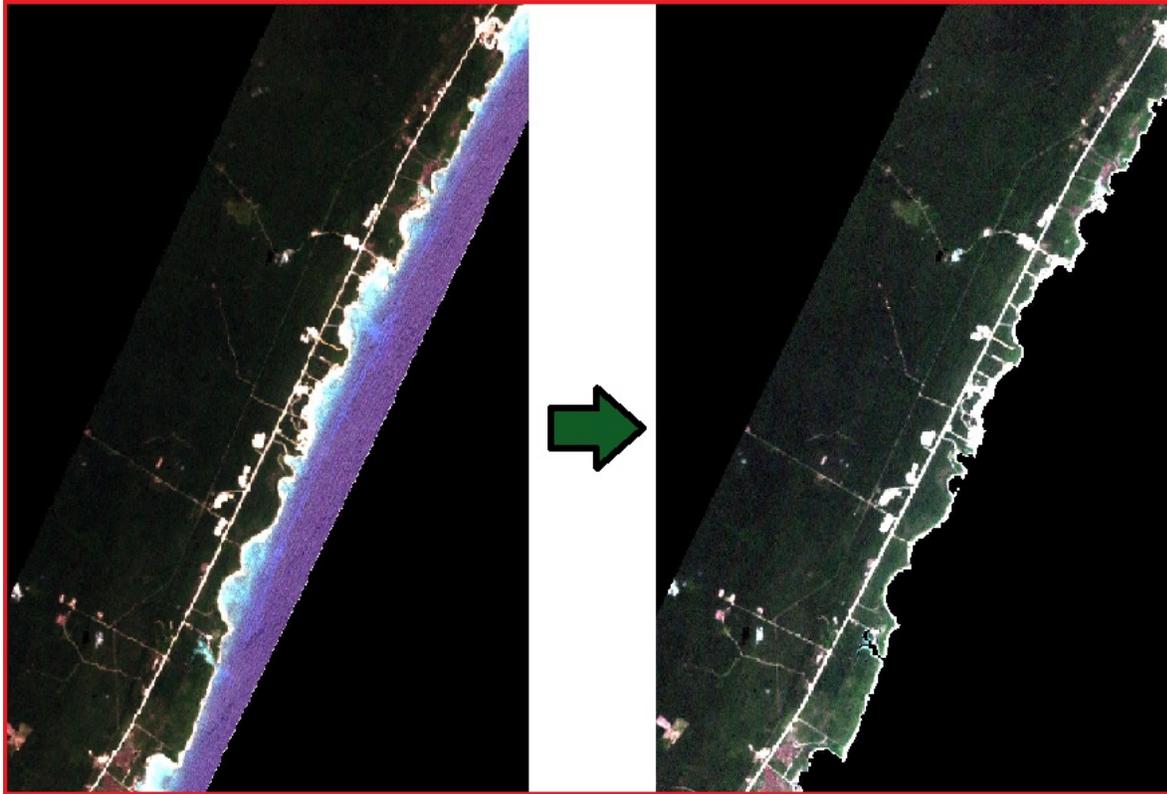
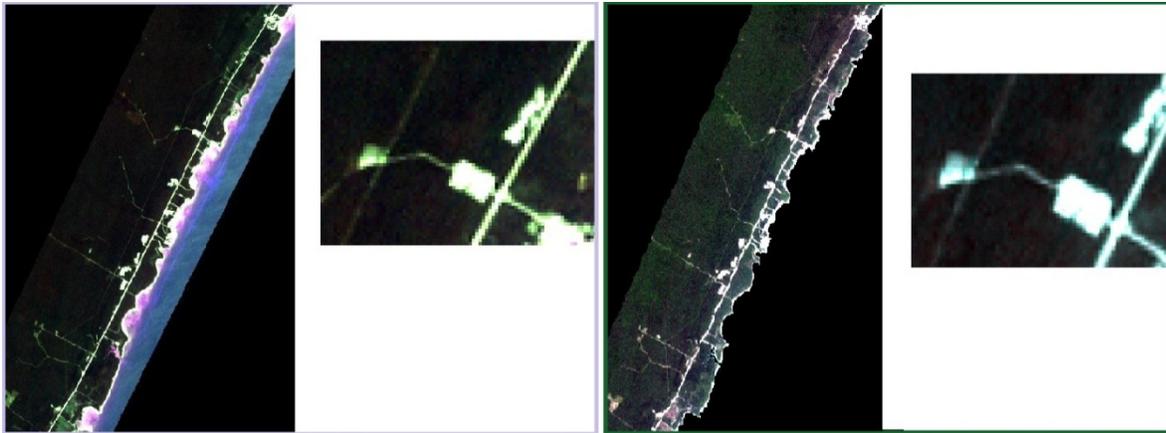


Figura 63. Área de interés excluyendo la parte marina (imagen derecha).

Se obtuvo la fusión de bandas para mejorar la resolución mediante el proceso de pan-sharpening de las imágenes multispectrales lo cual permitió hacer una digitalización más clara de las imágenes. (figura 64).



**Figura 64. Proceso de pansharping sobre imagen Akumal 2002, el proceso se aprecia mejor al realizar un zoom en la imagen que es cuando se observan, por ejemplo, más delimitadas las líneas de carretera.**

Las imágenes Ikonos son de alta resolución espacial, estas imágenes se utilizaron para determinar la sobre-estimación de los archivos vectoriales obtenidos a partir de las imágenes Landsat. Los shapefiles obtenidos a partir de las imágenes Ikonos se utilizaron para determinar la diferencia de las hectáreas calculadas de tierra no modificada en las imágenes Landsat con respecto a las obtenidas con las imágenes Ikonos. El área modificada obtenida a partir de la imagen Landsat del 2000 en Akumal tuvo 78.18 hectáreas de más respecto a la obtenida en la imagen Ikonos, es decir, las estimaciones de terreno modificado a partir de la imagen Landsat presentan una sobre-estimación de 14.5%. Para llevar a cabo el proceso de estimación espacial del área modificada por actividades antrópicas se ajustó la imagen Landsat con la Ikonos con el fin de obtener la misma área a comparar en el mismo año, en este caso Akumal 2000, 2008 y 2010, Mahahual 2000, 2006 y 2011. Las imágenes Ikonos, Geoeye y WorldView abarcaron un área menor a la Landsat. Las Landsat se recortaron y ajustaron a las imágenes de alta resolución para su comparación (figura 65 y 66). Se obtuvo un porcentaje de diferencia entre las Landsat y las de alta resolución de 18%.

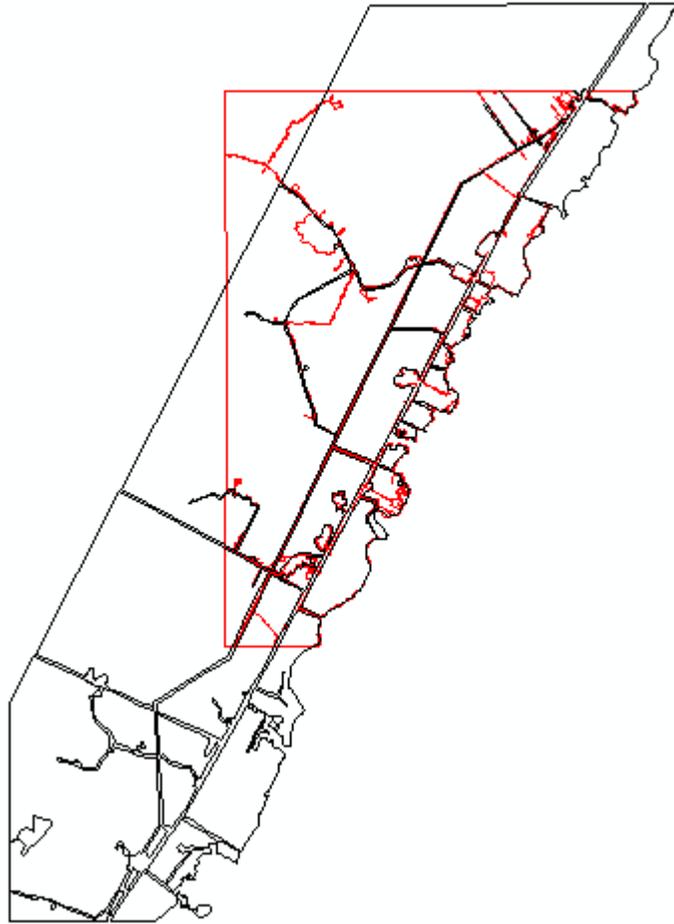


Figura 65. Diferencia entre el vector obtenido a partir de la imagen Landsat-7 ETM y el vector obtenido de la imagen Ikonos. Rojo que representa.



Figura 66. En la imagen se muestran las diferencias al extraer el área modificada de una imagen Landsat (amarillo) con una imagen Ikonos (azul).

## **9.8 Análisis del cambio del área terrestre modificada en ambos sitios de estudio.**

Los archivos vectoriales del área no modificada obtenidos a partir de las imágenes de satélite en el software ArcMap 10 fueron recortados y medidos en ArcView 3.2. Se obtuvo un total de 1992 hectáreas modificadas para Akumal 2010, Mahahual 2011 849 hectáreas, con un aumento del área modificada por actividades antropogénicas de 192% en Akumal y de 203% en Mahahual (Tabla 19 y 20). El aumento en un decenio fue mayor en la zona de Mahahual que de Akumal a pesar de observarse mayor infraestructura para actividades antropogénicas en la zona de Akumal, esto se debe a la diferencia histórica en el tiempo entre ambos arrecifes en cuanto a las actividades humanas (figura 67 y 68). El 19% del área de estudio en Akumal se encontró modificada por actividades antrópicas, mientras que en Mahahual el 9% se encontró con modificaciones en la zona de costa por actividades antrópicas.

**Tabla 20.** Área modificada por actividades antropogénicas en el sitio de estudio Akumal.

<b>Akumal Año</b>	<b>Hectáreas</b>	<b>Porcentaje respecto al año 2000</b>	<b>Porcentaje respecto al año anterior.</b>	<b>Área total hectáreas</b>	<b>Porcentaje de modificación</b>
<b>2000</b>	<b>681.78</b>			<b>10368.86</b>	<b>8.01</b>
<b>2001</b>	<b>697.21</b>	<b>2.26</b>	<b>2.26</b>		<b>8.20</b>
<b>2002</b>	<b>761.11</b>	<b>11.63</b>	<b>9.16</b>		<b>8.95</b>
<b>2003</b>	<b>764.33</b>	<b>12.10</b>	<b>0.42</b>		<b>8.98</b>
<b>2004</b>	<b>978.96</b>	<b>43.58</b>	<b>28.08</b>		<b>11.51</b>
<b>2005</b>	<b>1131.36</b>	<b>65.94</b>	<b>15.56</b>		<b>13.30</b>
<b>2006</b>	<b>1304.68</b>	<b>91.36</b>	<b>15.31</b>		<b>15.34</b>
<b>2007</b>	<b>1866.11</b>	<b>173.71</b>	<b>43.03</b>		<b>21.94</b>
<b>2008</b>	<b>1893.12</b>	<b>177.67</b>	<b>1.44</b>		<b>22.26</b>
<b>2009</b>	<b>1962.30</b>	<b>10.14</b>	<b>3.65</b>		<b>23.07</b>
<b>2010</b>	<b>1992.88</b>	<b>192.30</b>	<b>1.55</b>		<b>23.43</b>

**Tabla 21.** Área modificada por actividades antropogénicas en el sitio de estudio Mahahual.

<b>Mahahual Año</b>	<b>Hectárea</b>	<b>Porcentaje respecto al año 2000</b>	<b>Porcentaje respecto al año anterior</b>	<b>Área total hectáreas</b>	<b>Porcentaje de modificación %</b>
<b>2000</b>	<b>341.72</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>9823.02</b>	<b>3.47</b>
<b>2001</b>	<b>349.79</b>	<b>2.36</b>	<b>2.36</b>		<b>3.56</b>
<b>2002</b>	<b>529.98</b>	<b>55.09</b>	<b>51.51</b>		<b>5.39</b>
<b>2003</b>	<b>573.12</b>	<b>67.71</b>	<b>8.14</b>		<b>5.83</b>
<b>2004</b>	<b>575.53</b>	<b>68.41</b>	<b>0.42</b>		<b>5.85</b>
<b>2005</b>	<b>581.90</b>	<b>70.28</b>	<b>1.10</b>		<b>5.92</b>
<b>2006</b>	<b>710.97</b>	<b>108.05</b>	<b>22.18</b>		<b>7.23</b>
<b>2007</b>	<b>747.35</b>	<b>118.70</b>	<b>5.12</b>		<b>7.60</b>
<b>2008</b>	<b>837.54</b>	<b>145.09</b>	<b>12.07</b>		<b>8.52</b>
<b>2009</b>	<b>903.03</b>	<b>164.25</b>	<b>7.82</b>		<b>9.19</b>
<b>2010</b>	<b>992.34</b>	<b>190.39</b>	<b>9.89</b>		<b>10.10</b>
<b>2011</b>	<b>1035.72</b>	<b>203.08</b>	<b>4.37</b>		<b>10.54</b>

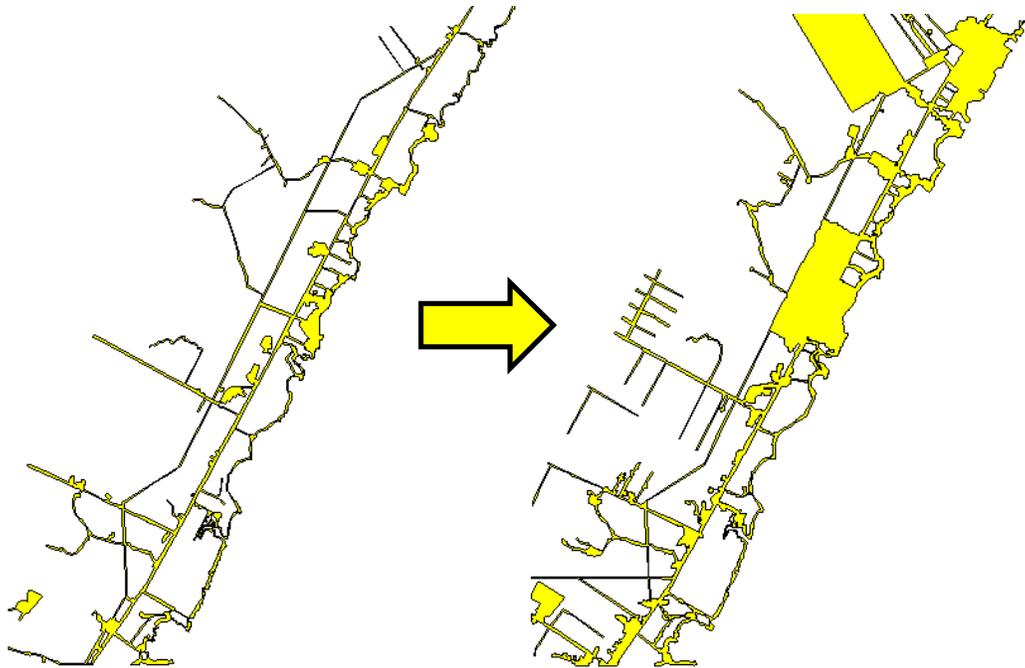


Figura 67. Recortes de Akumal, en el 2010 presentó un aumento de 1311 hectáreas modificadas por actividades antropogénicas, en relación al área estimada para el 2000 (imagen izquierda) al 2010 (imagen derecha), con un aumento del 192%.

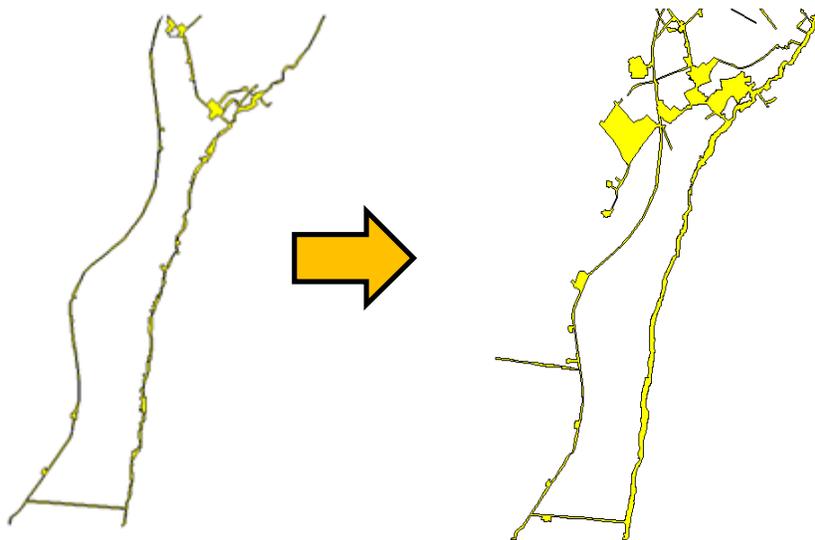


Figura 68. Recortes de Mahahual, en el 2011 presentó un aumento de 569 hectáreas modificadas por actividades antropogénicas, en relación al área estimada para el 2000 (imagen izquierda) al 2011 (imagen derecha), con un aumento del 203%.

## 9.9 Exploración de la asociación entre las modificaciones en tierra y el estado de condición

El índice de estado de condición así como el índice de estructura arrecifal disminuyeron en el tiempo, a excepción de la pendiente de Mahahual. La cobertura de coral disminuyó en ambos sitios estudiados, mientras que la cobertura de algas aumento. Paralelo a esto se encontró un aumento en las modificaciones por actividades antrópicas en la zona de costa en Akumal y Mahahual. Encontrando una relación entre las áreas modificadas y la población. Se encontró una relación entre el estado de condición y la estructura arrecifal.

Índice de estructura arrecifal.

El modelo de regresión simple muestra una tendencia entre los cambios del IEC y el IEA, con una significancia estadística al 99% de nivel de confianza ( $p=0.0001$ ). La ecuación del modelo es:

$$IEA = -3.10042 + 4.70491 * IEC$$

La R cuadrada estadística indica que el modelo explica el 19.95% de la variabilidad del IEA en función al IEC. El coeficiente de correlación es débil entre las variables (0.446668).

## Resumen de resultados

Akumal presentó un aumento en el área terrestre modificada de 192%, un estado de condición crítico, y una disminución en su estructura arrecifal. Mahahual presentó un aumento de 203%, un estado de condición crítico, y una disminución de su estructura arrecifal en la zona del frente. En el 2010 Akumal presentó un IEA de  $5.77 \pm 4.11$  y Mahahual  $7.50 \pm 6.46$ , el valor máximo de IEA registrado en este estudio fue de 39 en la zona de pendiente de Mahahual en el 2001, después de un decenio no se encontraron valores mayores a 11.6. A pesar de que los cambios del área modificada en este decenio estudiado fueron mayores en Mahahual, en hectáreas sigue siendo mayor la presión antropogénica en Akumal, esto nos indican que Akumal ha estado y sigue estando sujeto a un estrés mayor que Mahahual. Los resultados muestran el aumento en hectáreas para la infraestructura necesaria para centros turísticos y de casas habitación. En este estudio se registraron aumentos de cobertura de algas después de estos asentamientos humanos, y una baja en la cobertura coralina a lo largo de un decenio analizado en ambos arrecifes (Tabla 21).

**Tabla 22.** Modificación en el tiempo en el paisaje de la zona costera en hectáreas, población, cobertura coralina, cobertura de algas, IEA, IEC y diversidad.

	Hectáreas	Población	Cobertura Coralina	Cobertura algas	Diversidad	IEA	Índice Edo Condición
<b>AkF00</b>	681.8	1088	18.8	38.1	2.3	4	2.9
<b>AkF10</b>	1962.3	1310	8.3	54	2	2	1.4
<b>AkP00</b>	681.8	1088	16	27.6	2.4	8.9	2.2
<b>AkP10</b>	1962.3	1310	13	55.2	2.3	3.6	1.6
<b>MhF00</b>	286.8	149	19	25.6	2.3	12.5	2.4
<b>MhF10</b>	849.29	920	6.3	63.4	2	1.6	1.4
<b>MhP00</b>	286.8	149	29.2	25.2	2.5	11	2.2
<b>MhP10</b>	849.29	920	15.8	66.5	1.9	4.1	1.5

## 10. Discusión

### 10.1 Cobertura bentónica

En los últimos años se ha documentado una tendencia general a nivel mundial en donde la cobertura de coral ha disminuido, e inversamente la cobertura de macroalgas ha ido en aumento (Jackson *et al.*, 2012, Pandolfi *et al.*, 2011; Wilkinson, 2008, Pandolfi *et al.* 2011; Gardner *et al.*, 2003) (Anexo 1 figura 60). En el caso de los arrecifes estudiados, de manera similar, se observa una disminución de corales escleractinios, y un aumento en la cobertura de macroalgas en las zonas arrecifales del frente y la pendiente. El arrecife de Mahahual en ambas zonas presentó una mayor pérdida de cobertura coralina, que Akumal. En el caso de Akumal la cobertura de coral disminuyó en un 56% en el frente, y en la pendiente un 20%. En el caso de Mahahual la cobertura en el frente arrecifal disminuyó 67%, y en la pendiente 46% (figura 26-33). Esta pérdida mayor en el arrecife de Mahahual puede estar relacionada a la mayor cobertura de corales que había en Mahahual en el 2001, en comparación con Akumal en el año 2000 (Tabla 21). Mahahual presentó una mayor presión antropogénica en diez años, con una modificación en la zona costera de 203%, en comparación con Akumal que tuvo un aumento del 192% de cambio en el paisaje costero, sin embargo, en área total Akumal presenta mayor modificación en costa, debido a que antes de estos diez años de estudio ya había sufrido una gran modificación de la zona costera por actividades humanas (figura 67). La presión antropogénica, en términos de magnitud e intensidad, lleva mayor tiempo actuando sobre el sistema de Akumal en comparación con Mahahual, que a partir del 2001 sufre las primeras modificaciones importantes en la zona costera debido a la construcción del muelle y del complejo turístico Costa Maya, aumentando su población en casi un 300% (Tabla 21).

Garza-Pérez (1999) reporta como grupos dominantes en Akumal para 1998 a las macroalgas, seguidas del sustrato desnudo, y en tercer lugar los corales, en este estudio los corales en el 2000 se encontraron en el segundo lugar (Tabla 7). En el frente de Akumal en el 2000, el grupo dominante fue el de las macroalgas (Tabla 7). En el 2010 el grupo con cobertura más alta se reporta a las macroalgas, seguidas de las algas coralinas incrustantes, del grupo inerte de

roca/pavimento calcáreo, arena/sedimentos, y los corales duros se encuentran en el sexto lugar (tabla 8). En el caso de la pendiente del arrecife de Mahahual se aprecia el cambio de dominancia coralina a dominancia de macroalgas (figura 32-33), en el resto de las zonas arrecifales tanto de Mahahual como de Akumal, al inicio de este estudio ya se registraba un dominio de macroalgas.

Para los años de 1997 y 1998 Garza Pérez y Arias González (1999) reportan una dominancia de corales, que fue disminuyendo paulatinamente (Garza Pérez *et al.* 2000). Después de diez años se observa un cambio de fase al haber aumentado explosivamente la cobertura de macroalgas, y haber disminuido la cobertura de coral, tanto en el frente como en la pendiente arrecifal de ambos sitios de estudio (figura 26-33). El frente de Mahahual de acuerdo con Garza Pérez y Arias González (2001) presentó una cobertura de coral escleractinio en mayo de 1997 de 31.4%, en julio de 1998 de 28.96% y en noviembre de 1998 de 25.24%. En el caso de las algas, en mayo de 1997 presentó 7.52% y en noviembre de 1998 10.58%. El arrecife de Mahahual en 1999 es clasificado como el sitio con mayor cobertura coralina (17%) por Ruiz-Zárte et al (2003), en este estudio la cobertura coralina fue de 25% en el 2001. Ruiz Zárte y colaboradores mencionan un declive de la cobertura coralina del 25% al 12% en 10 años, es decir casi un 50%, en este estudio se observó una pérdida mayor (67% en el frente, y 46% en la pendiente). Reportan a las macroalgas como el grupo predominante, coincidiendo con lo reportado en este estudio (Tabla 9 y 10). En este estudio en el 2001 se encontró una cobertura de coral de 19.42% y de algas de 12.64%, para el 2011 la cobertura de coral disminuyó a 7.88% y la cobertura de algas aumentó a 61.42%, como se puede observar desde 1998 la cobertura coralina ha ido disminuyendo en el tiempo. Las algas presentan un aumento similar desde 1997 hasta el 2001, para el 2011 el aumento de este grupo bentónico es extremadamente alto en comparación con los años anteriores.

Las diferencias de coberturas bentónicas entre los dos arrecifes, fueron más evidentes en la zona de la pendiente en las coberturas de corales y macroalgas. El análisis de coberturas bentónicas mostró que la diferencia entre sitios no era tan grande en el tiempo 1 como en el tiempo 2, en donde se aprecia un distanciamiento de las estaciones en el diagrama del MDS (figura 34). Esto puede estar relacionado con el declive en la cobertura coralina que se observó

en ambas zonas arrecifales, frente y pendiente, en ambos sitios de estudio, Akumal y Mahahual, a lo largo de los diez años, entre el 2000-2001, respectivamente, y 2010-2011, así como por el aumento en la cobertura de algas (figura 36). Esto se confirmó al encontrarse diferencias significativas entre sitios y en el tiempo, entre Akumal y Mahahual, en el decenio estudiado (Tabla 11 Global  $R=.602$ ), el frente de Mahahual no presentó diferencia en el tiempo. En cuanto al análisis entre zonas arrecifales no se encontraron diferencias significativas en el tiempo uno (2000-2001) entre zonas arrecifales en los dos arrecifes bordeantes estudiados, pero si entre el frente y pendiente de Akumal en el tiempo dos (2010) (Tabla 9). Las variables que marcan la diferencia significativa en el tiempo en ambos arrecifes son las algas, arena/sedimento, y corales (Anexo 2).

En el caso de Akumal la diferencia significativa está dada por las algas pardas, rojas coralinas incrustantes y calcáreas articuladas verdes, y por el sustrato arena/sedimento. Entre el frente de Akumal y el frente de Mahahual, la diferencia la marcó la variable algas filamentosas, arena/sedimento y coberturas de coral en ambos años analizados, con diferencia significativa en el tiempo 2 pero no en el tiempo 1 (Tabla 11). Entre la pendiente de Akumal y Mahahual en el 2010/2011 la diferencia significativa la marca la cobertura de macroalgas, y algas coralinas incrustantes. Se identificó al grupo de las macroalgas como la variable más importante en cuanto al cambio de estructura comunitaria bentónica en este estudio, lo que resalta el aumento de dicho grupo en el tiempo, degradando el sistema arrecifal (figura 36, Anexo1).

El aumento de algas degrada el hábitat para los corales, estudios anteriores han demostrado que las algas rojas pueden disminuir el pH de 0.10 a 0.13, además de ocasionar cambios en parámetros físicos en una escala fina causando impactos negativos en los arrecifes de coral (Martinez *et al.*, 2012). La proliferación de algas ocasiona la disminución de corales y sustrato duro, además de aumentar los sedimentos suspendidos en el arrecife. El cambio de fase puede ser difícil de revertir, sobre todo cuando ha disminuido la herbivoría (Norström *et al.*, 2009). La disminución de cobertura coralina podría sugerir una baja resiliencia después de los daños ocasionados por los huracanes que hubo durante el decenio estudiado, así como por una sobre pesca de peces herbívoros. Al aumentar la población aumenta la demanda de alimento, y por lo tanto de pesca. Los herbívoros son importantes reguladores de la competencia entre las algas y

los corales, los herbívoros, algas y corales pueden ser vistos como un triángulo interactivo de la salud del arrecife, los herbívoros controlan la dominancia de las algas que compiten por espacio, permitiendo a los corales constructores asentarse y crecer (Hixon, 1996). La eutrofización ocasiona un crecimiento algal siendo otra causa del cambio de dominancia, sitios con mayor entrada de nutrientes, contaminantes, tendrán un mayor crecimiento algal (Ruiz-Zárte, 2004; Álvarez-Filip, 2013).

Cambios similares han sucedido en otras zonas del corredor turístico del Caribe Mexicano, se ha mencionado que la muerte de herbívoros importantes, la baja abundancia de peces herbívoros por la sobrepesca, es la causa principal del cambio de dominancia de coralina a algal (Álvarez-Filip, 2013). Fabricius (2005) reporta que el efecto de contaminantes es mayor cuando hay menos poblaciones de herbívoros. La entrada de nutrientes es el factor más fuerte de la degradación de hábitats marinos. Vega Thurber y colaboradores (2013) sustentan que la entrada de nutrientes desde costa es uno de los factores que más contribuyen al aumento de enfermedades y blanqueamiento. La eutrofización aumenta la población de bacterias y entrada de nutrientes las cuales pueden ser la causa de un aumento en enfermedades coralinas y por consiguiente de una baja en la cobertura coralina.

Una interacción sinérgica entre factores de estrés tiene mayor efecto en el funcionamiento de un sistema, por ejemplo, un aumento en la sedimentación y en la entrada de nutrientes, que individualmente son dañinos para los corales, combinados causan un mayor daño en estos ecosistemas que el efecto que tienen por si solos. En Jamaica se ha observado que la interacción sinérgica de la sobrepesca y las enfermedades de coral han ocasionado un colapso en los ecosistemas arrecifales, la influencia de dos agente en conjunto es mayor que la suma de las acciones de los agentes por separado, lo que hace difícil predecir el impacto de múltiples estresores por separado, ya que en el medio marino nunca suceden por separado (Darling, 2005). Sería interesante estudiar las interacción entre las distintas fuentes de estrés, en este caso la calidad el agua, por el aumento de aguas residuales, y de sedimentación debido a la falta de manglares que detienen la entrada de terrígenos y funcionan como filtros (Álvarez-Filip, 2013; Knowlton, 2001).

## **10.2 Estado de condición y cambios en la estructura arrecifal.**

El diagnóstico del estado de condición en ambos arrecifes después de diez años fue establecido en un nivel crítico homogéneamente en las dos zonas de ambos arrecifes, la disminución de las coberturas de corales en un decenio es evidente (figura 15 y 16). Los valores establecidos para cada indicador se basan en conocimientos actuales, y a partir de los primeros registros que se tienen en el sistema, sin embargo, Earle (1972) menciona que la presencia de plantas, algas, en los arrecifes de coral eran anormales, por lo que los valores buenos de macroalgas, probablemente sean más bajos en cuanto a porcentaje de cobertura, que los establecidos y aplicados en esta tesis a partir de lo establecido por un comité científico revisor publicado en *Healthy reef for healthy people* (2012). Las causas probables del estado de condición crítico actual de estos arrecifes se podría explicar por la sinergia de factores negativos como la reducción de peces herbívoros, aumento de sedimentación y eutrofización, aumento de actividades humanas, y reducción de humedales en la zona costera (Álvarez-Filip, 2013; Anthony & Larcombe 2000; Babcock & Smith 2000). La pérdida de corales lleva a una pérdida de los distintos microhábitats que existen en el arrecife, hábitats de diferentes organismos que se alimentan, refugian y viven en los arrecifes de coral, al perderse estos hábitat, se pierde la diversidad, como se observó en el arrecife de Mahahual (con diferencias significativas) en el tiempo en ambas zonas de estudio (Tabla 13, figura 24-25,31-33), a diferencia de Akumal, que a pesar de disminuir en promedio, este cambio no tiene diferencia significativa, lo que se relaciona con la pérdida de diversidad antes de esta década de estudio. Se ha observado una tendencia de declive en la diversidad. Garza Pérez y Arias González (2001) reportan un índice de diversidad de Shannon Weiner en Mahahual de 3.54 en 1997, 3.621 en 1998, y en este estudio en el 2001 se encontró una índice de diversidad de  $2.28 \pm 0.55$ , que para el 2011 disminuye significativamente a  $2.06 \pm 0.43$ .

La necesidad de infraestructura para la población local y turismo, ha ocasionado un cambio del paisaje en la zona costera, eliminando humedales. Los manglares y lagunas costeras son los principales ecosistemas adyacentes a los arrecifes de coral, estos tres ecosistemas presentan relaciones intrincadas bióticas y abióticas, los organismos que habitan los arrecifes coralinos utilizan a los manglares y lagunas costeras como sitios de desarrollo larval, zonas de alimentación y protección. Además los manglares presentan una dinámica de flujo de material orgánico que permite la remoción de nutrientes y toxinas, y funcionan como filtros de materia orgánica, contaminantes, y otras partículas evitando que lleguen así al océano (ISRS, 2008; Sutherland *et al.*, 2004). En los diez años de estudio, una buena parte de las modificaciones antropogénicas en la zona costera se dieron en las zonas de humedales, de acuerdo con Anthony & Larcombe (2000), esto se podría ver reflejado en un aumento de sedimentación aumentando la turbidez del agua y por lo tanto reduciendo la tasa fotosintética de los corales, además de intervenir en la alimentación de los pólipos bloqueando los orificios orales.

Se ha encontrado en ambientes con altas tasas de sedimentación, poca penetración de luz y bajo influencia antropogénica que los esqueletos coralinos presentan una menor densidad, al tener que invertir energía secretando mucosa para remover los sedimentos sacrificando así su crecimiento esquelético y su reproducción (Anthony & Larcombe 2000). Mediante análisis de densidad, tasa de extensión y de calcificación de *Orbicella annularis*, se ha encontrado en estas circunstancias, que el coral sacrifica la densidad de su esqueleto (Carricart-Ganivet, 2004; Cruz-Piñon *et al.*, 2003). Lejos de los insumos terrígenos, los esqueletos de los corales son más densos (Carricart-Ganivet, 2007). Los arrecifes en zonas contaminadas presentan una erosión del arrecife mayor, en comparación con aquellos arrecifes que se encuentran adyacentes a los manglares y zonas sin entradas de contaminantes, conteniendo una mayor producción de carbonatos (Edinger *et al.*, 2000).

Los arrecifes de Akumal y Mahahual se han visto modificados por cambios en ecosistemas aledaños, aumentando las presiones artificiales, y entrada de contaminantes y terrígenos. Los corales del género *Acropora* son corales constructores que han disminuido su densidad poblacional, ambos arrecifes estudiados disminuyeron significativamente en cuanto a la diversidad, equitatividad y en densidad de colonias constructoras, transformando la

arquitectura del arrecife a más plana y menos compleja (Álvarez-Fillip *et al.*, 2009). En 1973 Milleman reporta que el 90% de la biomasa de coral pertenecía a seis géneros *Orbicella*, *Acropora*, *Porites*, *Diploria* y *Pseudodiploria*, *Siderastrea* y *Undaria*. En el caso de Mahahual, en donde el cambio en el IEA fue mayor para 2011 el 60% de las colonias corresponden a los géneros *Undaria* y *Porites*. Estos corales presentan una tasa menor de calcificación y de extensión que los del género *Acropora* y *Orbicella* (Álvarez-Fillip *et al.*, 2013). En Akumal en el 2010 el 54% corresponden a 4 géneros de corales, de los cuales el 19% corresponde a *Siderastrea*, 16% a *Undaria*, 12% a *Porites*. Los corales del género *Orbicella* han disminuido en abundancia en ambos arrecifes, como se reporta en este trabajo.

Las enfermedades tienen un efecto en los corales, eliminando el tejido vivo del coral, disminuyendo la cobertura coralina, permitiendo la colonización de especies oportunistas con crecimiento rápido, tanto de corales no constructores, como de algas, crecimientos anormales en el género *Porites* se encuentra relacionado al tamaño de la población humana (Aeby *et al.* 2011; Bruno *et al.*, 2007). La incidencia de enfermedades aumentó en diez años en ambos sitios de estudio (figura 51 y 53), la enfermedad de banda amarilla en Akumal presentó mayor incidencia afectando a los corales constructores, en el caso del frente a las especies *Orbicella annularis*, *Montastrea cavernosa* y *Porites astreoides*, en el caso de la pendiente *O. annularis*, *M. cavernosa* y *Siderastrea siderea*, esto puede estar relacionado a que son las especies más abundantes, aunque no se encontró una correlación entre el número de colonias y de enfermedades (figura 53). El aumento de enfermedades en diez años, se ve reflejado en un cambio negativo en el estado de condición en las zonas arrecifales para ambos arrecifes estudiados. En el caso del frente de Akumal disminuyó de un estado regular ( $2.9 \pm 0.4$ ) a uno crítico ( $1.4 \pm 0.14$ ), la pendiente de un mal estado ( $2.0 \pm 0.3$ ) a un estado crítico ( $1.6 \pm 0.3$ ). En el caso de Mahahual ambas zonas arrecifales pasaron de un mal estado a un estado crítico (frente de  $2.4 \pm 0.7$  a  $1.4 \pm 0.24$ , pendiente de  $2.1 \pm 0.3$  bajo a  $1.5 \pm 0.29$ ) (figura 39).

La enfermedad de banda amarilla se ha convertido en una causa de la pérdida de tejido vivo con alto impacto, especialmente en los corales del género *Orbicella*. La banda amarilla afecta a los corales hermatípicos y se ha reportado hasta un 91% de *Orbicella spp.* afectada por esta enfermedad en el Caribe (Cervino *et al.*, 2001). La banda amarilla es la enfermedad más

distribuida en el Caribe y su prevalencia aumenta con la entrada de nutrientes desde costa, y este es uno de los factores que más contribuyen al aumento de enfermedades y blanqueamiento (Vega Thurber *et al.*, 2013). En este estudio en el 2010-2011 se registra un aumento de esta enfermedad, con respecto a la incidencia en el 2000-2001, así como una disminución de los corales del género *Orbicella*, coincidiendo con lo reportado por Rosenberg y Kushmaro (2011). En este estudio también se observó un aumento en el blanqueamiento, pero debido a que las causas del blanqueamiento se relacionan con otros factores no analizados no se discuten esos resultados (Anexo 9 y 10).

Una de las causas probablemente asociadas al aumento en la incidencia de las enfermedades en los últimos años, es el incremento en las actividades antropogénicas en costa y de las presiones asociadas sobre los arrecifes, haciéndolos más vulnerables. Aunque no sea la causa directa puede inducir y hacerlos más susceptibles a las enfermedades (Lough *et al.*, 2011). El aumento de población, infraestructura, de presión antropogénica, involucra cambios en los ecosistemas aledaños, aumentando la descarga de contaminantes alcanzando niveles tóxicos para los organismos marinos (SEMARNAT, 2005). La condición de los corales se ve afectada por los efectos de las actividades humanas, tanto en su tejido como en su esqueleto. El aumento en la infraestructura costera se refleja en un aumento en la población y en el número de visitantes; al aumentar el número de habitantes temporales o permanentes aumentan las descargas de aguas residuales. Las enfermedades coralinas son efectos medibles de la explotación humana por cambios en la calidad del agua, un aumento en la población, actividades humanas en costa, pueden reflejarse en un aumento de enfermedades, como se observa en este estudio (Pandolfi *et al.*, 2011) (figura 51 y 52). Jackson y colaboradores en el 2011 reportan una densidad poblacional alta relacionada con un porcentaje bajo de cobertura coralina, donde todas las localidades estudiadas con más de 5000 visitantes/km<sup>2</sup> registraron un porcentaje de 6.1% a 13.6%, considerándolo un porcentaje bajo de cobertura coralina. En el tiempo 2 en Akumal la cobertura fue de 10.6% y en Mahahual de 11.0%. Aeby y colaboradores (2011) reportan una asociación positiva entre el tamaño de la población humana y la enfermedad de coral de crecimiento anormal en corales del género *Acropora* y *Porites*, fortaleciendo que el aumento en la población se refleja en el aumento de enfermedades. La degradación de los ecosistemas

terrestres cercanos a la costa, el aumento en la densidad de humanos, se reflejan en un aumento de enfermedad de corales.

Se han reportado enfermedades en los corales donde sus patógenos provienen de actividades humanas, como la introducción del hongo *Aspergillus sydowii* al mar a través de descargas de agua dulce contaminada (Bruckner, 2003). Considerando la naturaleza del suelo kárstico de la zona de estudio, este hongo puede llegar por medio de filtraciones subterráneas infectando a las poblaciones de Gorgonias. En este estudio se observa una disminución de Gorgonias en ambos arrecifes, tanto en el frente como en la pendiente (figuras 37). Otro patógeno introducido al mar es *Serratia marcescens*, que causa en el humano infecciones urinarias, meningitis y neumonía, y que contribuye a la pérdida de los corales del género *Acropora* por medio de la enfermedad de viruela blanca, estos corales fueron los más abundantes y dominantes en el Caribe antes de 1980, estos corales experimentaron una mortalidad causada por las enfermedades de banda blanca y viruela blanca, la cual no presenta registros fósiles en por lo menos los últimos mil años (Sutherland *et al.*, 2011; Weil y Rogers, 2011; Pandolfi y Jackson, 2006; ISRS, 2004) esto es un indicador de la relación que existe entre las actividades humanas y el estado de condición de los arrecifes. Este aumento de patógenos en el mar, se refleja en la disminución del sistema inmunológico de defensa de los corales para enfrentar las presiones naturales y los eventos epizoóticos, y por lo tanto en una baja de cobertura coralina, y pérdida de complejidad topográfica al afectar a los corales constructores como se observa en ambos sitios de estudio en donde los arrecifes a lo largo de diez años se encontraron sometidos a presiones por actividades humanas (Pauly, 1990; Jennings y Polunin, 1997; Connin, 2000; ISRS, 2004; Mee, 2010; Pollock *et al.*, 2011) (Tabla 19). Se han registrado observaciones epizoóticas que demuestran que las enfermedades en los arrecifes pueden actuar como agentes de cambios rápidos en la estructura comunitaria (ISRS, 2004).

Se ha confirmado que los *Enterococcus* están correlacionados con las aguas negras, por lo tanto estos valores están asociados a las actividades humanas. Un valor bajo es de 1 por cada 100ml, Mahahual en el 2012 presentó valores menores a 1.0 de enterococo por cada 100 ml de agua de mar, en este estudio presentó un valor crítico de estado de condición de 1.7 cerca de la playa el faro. En el caso de la playa del súper Carolina se reporta un valor de 20 enterococos por cada

100 ml de agua y un estado de condición de 1.33. (Cofepris, 2012). Baker y colaboradores reportan en Akumal que la laguna de Yal ku presentó una media de enterococos de 59 por 100ml de agua de mar, presentando en este caso un estado crítico de salud de 1.33, los valores más altos se registran en Yal ku y media luna, comparado con Bahía Akumal y Bahía príncipe, lo que coincide con los valor obtenidos de estado de condición, obteniendo valores bajos del índice de estado de condición y registrando estados críticos en media luna y Yal Ku (Baker *et al.*, 2010).

Las comunidades coralinas han cambiado rápidamente debido a la pérdida de cobertura coralina y al cambio de composición de especies (Wiel y Rogers, 2011; Somerfield *et al.*, 2007).A consecuencia de la pérdida de corales constructores las especies oportunistas han aumentado en abundancia (Somerfield *et al.*, 2008). Cambios en la dominancia de especies claves (constructoras), por aquellas que no contribuyen de manera importante en la complejidad, resulta en una pérdida de calcificación en la estructura arrecifal y por lo tanto en la complejidad topográfica, estas pérdidas son considerablemente mayores a las atribuidas al cambio climático, la estructura arrecifal depende del estrés local y en el mantenimiento de especies coralinas claves constructoras (Álvarez-Filip *et al.*, 2013). Los corales del género *Acropora* presentan una mayor tasa de calcificación y tasa de extensión, seguido de los del género *Orbicella*, *Porites* y por último *Undaria*. Los arrecifes dominados por corales del género *Orbicella* soportan un ensamblaje de peces con mayor número de individuos y una cadena alimenticia mayor, mayores niveles tróficos, la pérdida de corales de este género se reflejara en una pérdida de peces (Álvarez-Filip *et al.*, 2011). En los arrecifes estudiados se presentaron cambios en el ensamblaje de especies y pérdidas de *Orbicella*.

Somerfield *et al.*, 2008, reportan que la variación temporal en la composición comunitaria de corales es menor que entre sitios. En el tiempo 2 de este estudio se observó una variación entre sitios, entre Akumal y Mahahual, pero en este caso fue igual la variación temporal en Mahahual que entre sitios. Los análisis multivariado muestran que la variación es relativamente pequeña en el tiempo 1 en cuanto a la composición comunitaria, mientras que los cambios entre el T1 Y T2 son más marcados, las zonas del frente y pendiente de Mahahual en el 2011 se separan de manera importante de las del 2001 y un comportamiento similar es observado para el frente de

Akumal en el 2010, sin embargo este cambio no es evidente entre la pendiente de Akumal en el 2000 y el 2010 (figura 43).

En el caso del frente de Akumal hubo una pérdida de *Orbicella annularis*, la cual en el 2000 fue la más abundante coincidiendo con lo reportado por Borges-Souza en el 2003, también hubo una disminución de *Orbicella faveolata*, la disminución del género *Orbicella* fue de 26% a 10%, hubo un aumento de *Undaria agaricites* (13% a 16% frente, 8% a 14% pendiente) lo que se vio reflejado en una pérdida de rugosidad (figura 39, 40, tabla 16). *Undaria agaricites* es una especie más tolerante a la acumulación de sedimento y es menos agresiva que las *Orbicellas* (Ferriz y Horta Puga, 2001). En el caso de la pendiente de Mahahual se observa en el 2011 una dominancia de la especie *Undaria agaricites* (17% a 38%) y una disminución en la abundancia de *Orbicella* (de 26% a 10%), así como un aumento de *Porites astreoides* (de 9% a 20%) lo cual podría asociarse a una baja en la tasa de calcificación, y la diferencia en los tamaños y abundancias de las colonias dominantes (que no son constructoras primarias) es la razón de la baja en la complejidad topográfica del arrecife (Álvarez-Filip et al., 2011; Carricart-Ganivet, 2007). Global Vision International reporta en el 2003 que las especies más abundantes en la pendiente de Mahahual eran *Orbicella Faveolata* y *Montastrea Cavernosa*, en el presente trabajo las especies más abundantes en el 2001 fueron *Undaria agaricities* y *Orbicella faveolata* en ambos análisis, esto se observó en el análisis tanto de los videotransectos pareados, como de todas las estaciones (figura 19 y 20, Tabla 9). Para 2011 se observó un aumento en la abundancia relativa de *Porites astreoides* a 38% de 9% que había en el 2001, así como una disminución de *Orbicella* de un poco más del 50% en el 2011, siendo las especies más dominantes en el 2011 *Undaria agaricites* y *Porites astreoides* (figura 41 y 42, tabla 10).

En ambos arrecifes se observó una disminución en la densidad de colonias de *Orbicella*, que son competidoras por espacio de los corales del género *Undaria*, siendo en una jerarquía de agresividad *Orbicella* altamente agresivas, y *Undaria* moderadamente agresivas. Probablemente esta situación permitió la proliferación y aumento en abundancia de *Undaria* en ambos sitios de estudio, con excepción del frente de Mahahual, y siendo más marcado el aumento en la pendiente de Mahahual, de 17% a 38%. Una razón que podría estar asociada a esta proliferación, es la disminución en la competencia por espacio, al disminuir en porcentaje

la abundancia de los corales del género *Orbicella*, disminuyendo hasta en un 50% en la pendiente de Mahahual y de 12% a 6% en el frente de Akumal (Ferriz y Horta Puga, 2001). Al disminuir la presencia de *Montastrea cavernosa* y *Orbicella sp*, que son las más agresivas, disminuye la competencia para *Undaria agaricites*, siendo esta más agresiva que *Porites astreoides*, el cual se encuentra en un nivel no muy agresivo (Ferriz y Horta Puga, 2001) (Anexo 7). En el contexto temporal de este estudio la situación de la competencia por espacio podría explicar parcialmente la alta abundancia relativa de *Undaria*, el cambio en dominancias, pero no hay que perder de vista que los arrecifes ya habían experimentado un cambio de dominancias coralinas décadas antes durante la mortalidad de corales del género *Acropora* (Jackson *et al.*, 2012), que había dejado temporalmente a *Orbicella* y *Montastrea* como los géneros dominantes y responsables de la construcción de la estructura arrecifal y mantenimiento de la rugosidad.

Los cambios en el IEA con respecto al aumento de población y de hectáreas modificadas se pueden explicar por las modificaciones del paisaje en la zona costera y el aumento en las aguas residuales, aumento de entradas de nutrientes y de sedimentación, lo cual se relaciona con una disminución en la densidad de los esqueletos en los corales, lo cual se traduce en menos corales. El IEA está asociado a la cobertura de corales, por lo tanto al índice de estado de condición, que al ser un valor que incluye a la cobertura de corales, conjunto con las algas, e incidencia de enfermedades, se explica a través de una pérdida de manglar y por lo tanto del filtro de entrada de terrígenos, al aumentar las hectáreas de zona costera modificada aumenta la pérdida de humedales. Los valores asignados a los valores de los indicadores de estado de condición son arbitrarios y basado en los únicos datos disponibles que datan en aproximadamente 4 décadas atrás, por lo cual podrían estar subestimando los valores.

La complejidad topográfica es importante para soportar presiones naturales y artificiales, así como para la resiliencia y vitalidad del arrecife (Álvarez Filip *et al.*, 2011). La complejidad topográfica es un indicador de la complejidad del hábitat bentónico, así como de altos niveles de biodiversidad, arrecifes con altos valores de complejidad topográfica presentan una mayor protección para otras especies como los peces, y mayor sustrato para organismos sésiles (Dunn y Halpin, 2009). Los efectos de estrés y disturbios sobre el arrecife, se reflejan en disminución de

la complejidad topográfica y esta correlacionado con la cobertura coralina y la biodiversidad (Zainul, 2010). Se ha registrado una disminución de la complejidad topográfica en la región del Caribe en las últimas décadas, en el periodo de 1969-2009, la proporción de la complejidad topográfica arrecifal (rugosidad $>0.5$ ) ha disminuido del 45% al 2%. El porcentaje del índice de rugosidad ha disminuido del 0.65 a 0.30, se ha sugerido que puede deberse a las presiones naturales junto con las antropogénica (Zainul, 2010). En el presente estudio el mayor valor del índice de complejidad reportada fue en una estación de la zona de la pendiente de Mahahual en el 2001 con un valor de 0.4. En promedio el frente de Akumal en el 2000 presentó una rugosidad de  $0.22\pm 0.12$ , y en la pendiente de  $0.30\pm 0.012$ , y Mahahual presenta en el frente  $0.25\pm 0.08$ , y en la pendiente  $0.27\pm 0.10$ . En el 2010 en el caso de Akumal el frente presentó una rugosidad de  $0.17\pm 0.11$ , la pendiente de  $0.25\pm 0.09$ , en Mahahual el frente en el 2011 presentó una rugosidad de  $0.20\pm 0.13$  y la pendiente de  $0.28\pm 0.09$ , lo que corrobora la pérdida de rugosidad en el Caribe Mexicano. Álvarez-Filip y colaboradores, mencionan (2009) que la pérdida de complejidad topográfica es similar en zonas someras que en profundas, en este estudio se observa una pérdida de complejidad similar en la zona del frente en ambos sitios de estudio.

La pérdida de complejidad topográfica en los arrecifes es resultado por una parte de un aumento de organismos erosionadores (esponjas incrustantes), una tasa mayor de erosión a la tasa de acreción coralina, y el aumento de enfermedades coralinas que al disminuir el tejido vivo, propicia una bioerosión más acelerada (Álvarez-Filip *et al.*, 2009). Por otra parte, está pérdida de complejidad topográfica está asociada a la disminución de la abundancia de especies claves constructoras, y todos estos factores en conjunto se reflejan en una mayor erosión y una menor calcificación (Álvarez-Filip *et al.*, 2011; Álvarez-Filip *et al.*, 2013), y esto a su vez incide en la disminución del índice de estructura arrecifal empleado en este estudio (figuras 49-54). Crabbe (2010) menciona que existe una relación lineal entre la pérdida de rugosidad y el aumento de corales de tallas pequeñas, *Siderastrea siderea*, *Colpophyllia natans*, *P. astreoides* y *Undarias/Agaricias spp*, esto sustenta la explicación de la pérdida de complejidad topográfica a lo largo del decenio estudiado, así como la disminución de los valores del índice de estructura arrecifal, y el aumento de abundancia de los corales *Undaria agaricites*, *Siderastre sidérea*,

*Porites astreoides* en ambos sitios de estudio. En el mismo estudio Crabbe (2010) reporta una abundancia menor de *Acropora cervicornis* cuando está en contacto con macroalgas, lo que puede explicar parcialmente los valores mínimos de cobertura de esta especie, en este estudio, ante los altos valores de coberturas de algas que se registraron. La otra explicación, de los valores bajos de cobertura de *A. cervicornis* es la incidencia de la enfermedad de banda blanca por ejemplo, en Akumal el 24% de las colonias presentaron esta enfermedad, en el 2000, el 39% en el 2010. La actividad de las damiselas (*Stegastes planifrons*) que matan el tejido vivo de las *Acroporas* (y otras especies) para el desarrollo de sus jardines algales son otra causa de pérdida de este coral. La presencia de este pomacentride es relativamente común donde la densidad de herbívoros es baja (Roy, 2005).

La pérdida de diversidad en el tiempo para ambos sitios estudiados (de 2.41 a 1.97 Mahahual, de 2.34 a 2.12 en Akumal), junto con la pérdida de equitatividad, soporta la idea de que la pérdida de corales afecta a la complejidad estructural del arrecife, siendo mayor en el caso de Mahahual donde la pérdida fue significativa, esto propicia nuevos arreglos espaciales en los ensamblajes coralinos y modifica las relaciones de competencia interespecifica y la capacidad de recuperación del arrecife ante disturbios (Crabbe, 2010)(Tabla 13). La eutrofización de las aguas costeras acelera la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas aledaños (como los arrecifes coralinos). Los arrecifes de coral son sensibles a este tipo de cambios, sobre todo por la entrada de contaminantes provenientes de la agricultura y aguas residuales. En Akumal se han reportado valores muy elevados de nutrientes, particularmente el amonio fue el más abundante, seguido por los nitratos y nitritos. El amonio representó el principal problema de calidad de agua en la zona, ya que las concentraciones cuantificadas superaron no solo el máximo permisible (0.01 mg/L) establecido por la Legislación Mexicana (CNA, 2003), para la protección a la vida acuática en aguas costeras y estuarios, sino también el valor que se considera crítico para la vida acuática (0.4 mg/L). El aumento en la concentración de amonio puede reducir la tasa de calcificación de los corales hasta inhibirla, provocando un cese del crecimiento del coral. Un exceso de amonio puede propiciar también la aparición de diferentes enfermedades tales como la de bandas amarillas y negras, esta última ocasionada por cianobacterias (Jompa y Mc-Cook, 2002; Voss y Richardson, 2006).

Shaw & Lang (1997) reportan que la mayor entrada de contaminantes se localiza cerca de la bahía de Akumal coincidiendo con un alto crecimiento de algas indicando que el agua en la bahía recibe un aporte de nutrientes proveniente de aguas residuales. Se ha encontrado una correspondencia de una pluma de contaminantes con 14 metros de grosor asociada a la zona con alto desarrollo antropogénico en la costa de Akumal Norte, cerca de la bahía de media luna, indicando una alta entrada de aguas residuales de las casa y condominios en aguas someras. El agua contaminada se filtra en aguas subterráneas contaminando la laguna y posteriormente fluyendo al mar hasta alcanzar a los arrecifes, un canal somero conecta la laguna de Yal Ku al océano siendo este sitio la entrada de agua desde el interior de la península (Shaw & Lang, 1997). Esta pluma contiene valores altos de coliformes, 5000 col/ml. En la bahía de Yal Ku se han encontrado valores que exceden los 400 col/100ml desde 1994. Los estándares para considerar un cuerpo de agua como recreativa para uso humano es de 200 col/100 ml, esto hace al Norte de Akumal un lugar sobre contaminado. La superficie de agua de media luna así como de la laguna de Yal Ku se ha reportado con serios problemas para la salud humana desde 1997, actualmente la población ha aumentado, así como el desarrollo antropogénico que ha aumentado en más del 150% desde el 2000, lo que se reflejaría en mayor aporte de aguas residuales, de col/100ml, de contaminantes, y de crecimiento algal. Una prueba de contaminación por desarrollo antropogénico, (Baker et al., 2013) estableció la relación entre los valores de  $\delta^{15}N$  en colonias de *Gorgonia ventalina*, con el número de turistas en Akumal y Mahahual. Establecieron que las aguas residuales aportan hasta el 42% del nitrógeno en biomasa de los abanicos de mar (*G. ventalina*) y que el efecto derivado de aguas residuales es detectable a 1km de la línea de costa, a una profundidad de 15m (Baker et al., 2013).

El crecimiento explosivo amenaza los recursos de agua dulce y los ecosistemas costeros adyacentes por la filtración de aguas contaminadas por medio del suelo Kárstico característico de la región donde se encuentran los arrecifes estudiados (Rioja-Nieto *et al.*, 2008). En el contexto de los estudios de circulación de aguas subterráneas y contaminantes asociados, el incremento en la densidad de turistas en la zona costera de Quintana Roo, modifica proporcionalmente los niveles de contaminantes que llegan al arrecife. Un aumento constante de población local y de turistas a lo largo de diez años, se ha traducido en un aumento

constante de contaminantes a los ecosistemas marinos y en un aumento a la modificación de la zona costera.

La comunidad costera de Mahahual en el 2000 era de un total de 149 residentes aproximadamente, su población incremento en un 89% para el año 2005 (250 hab. Anexo 13) (INEGI, 2005). Su población es dependiente a la temporada vacacional cuando se lleva a cabo principalmente la actividad de buceo en banco Chinchorro (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993 en Garza Pérez, 1999; Garza Pérez, 2004; Hernández Unzón; Amador Torres, 2011). Después del año 2000 hasta el 2002 se observa un aumento de casi el 50% en el desarrollo en costa, esto se debe a que a dos kilómetros al norte de Mahahual se construyó un muelle para cruceros en el 2001; este muelle recibió en promedio 230 embarcaciones con un total de cuatro mil turistas (Amador Torres, 2001). En el mismo año se inicia la construcción del polo turístico “Costa Maya”. El desarrollo en costa es evidente a lo largo de los diez años evaluados, la tasa de cambio por modificaciones antropogénicas a la zona costera a partir del 2001 fue de un 11% anual.

La población de Akumal según los datos del INEGI en el 2000 eran de 1088, la población aumentó a 1310 personas, para el 2010 según el censo general de población. La tasa de crecimiento poblacional fue de 16.2% mientras que la tasa promedio de modificación en costa entre el 2000 y 2010 fue de 12.05% En este mismo año se registró un aumento de actividades en tierra del 28% más respecto al año anterior de acuerdo a las estimaciones espaciales obtenidas en este estudio. En 1990 habían 8 condominios en la bahía de media luna, en 1997 se construyeron otros 17, y la tasa de contaminantes se ajusta con la tasa de modificaciones antropogénicas a la zona costera según lo reportado por Shaw & Lang (1997). Las modificaciones en costa siguen llevándose a cabo en la zona de Akumal principalmente campos de golf, residencias y hoteles se siguen construyendo, restringir la entrada a la playa para la gente residente o vacacional que no se encuentra haciendo uso de las instalaciones, no es la solución, el plan director de desarrollos urbanos del centro de población de Akumal 2007-2032 menciona un valor de 4 hab/ha, lo que se traduciría en el 2000 a una población de 2727 habitantes, y para el 2010 de 2992 hab.

En contexto de pérdida de vegetación relacionada con el estado de condición de los arrecifes, en 1998, Ochoa López, *et al.*, reportan a la sedimentación excesiva causada por aportes de terrígenos debido a la erosión de la zona originado por sobrepastoreo y por el tránsito de borregos en la zona, y por lo tanto a la pérdidas de suelo en la localidad, como la causa del daño en las colonias coralinas, este cambio de paisaje en la zona costera por la actividad de los borregos es en dimensión mucho menor al cambio en el paisaje costero en miles de hectáreas a lo largo de diez años, lo cual no solo se traduce en una pérdida de vegetación, sino en construcciones de infraestructura que traen consigo aportes de terrígenos y contaminantes, así como en un incremento exponencial de habitantes y aguas residuales, y por lo tanto un aumento de enfermedades, pérdida de cobertura coralina y pérdida de la estructura arrecifal.

El aumento de infraestructura tiene como resultado un aumento en la población fija y temporal, turistas, aumentando la entrada de aguas residuales al mar, las aguas residuales pueden representar más del 42% del nitrógeno en biomasa en los abanicos de mar, lo cual ilustra la alta conectividad entre las actividades en la línea de costa y la productividad de los arrecifes de coral, así como el impacto del desarrollo turístico y de casa habitación, de carreteras, en los ecosistemas aledaños, muchas áreas residenciales no tienen tratamientos de aguas residuales lo que aumenta la contaminación por nitrógeno conforme aumenta el desarrollo urbano y turístico en la costa (Murray, 2007; Metcalfe et al., 2011; Zurita et al., 2012; Baker, 2013).

El aumento de nutrientes tiene la capacidad de interrumpir la reproducción de los corales, con consecuencias de impacto en la dinámica de la población, elevadas cantidades de nitrógeno producen huevos pequeños y en menor cantidad (Ward & Harrison, 2000; Knowlton, 2001; Cox & Ward, 2002). Edinger y colegas documentaron la pérdida de diversidad de especies de coral del 30 al 60% debido a las actividades humanas, con un total de pérdida del 25% en tan solo 15 años. La comparación entre sitios con alta población, y presión antropogénica, en contraste con aquellos con baja población e infraestructura, es una manera de observar la degradación de los ecosistemas. Esto ayuda a darnos una idea de cómo las modificaciones en la línea de costa por asentamientos humanos afectan los ecosistemas marinos. Este estudio muestra un aumento de presión por actividades humanas, y una degradación en los ecosistemas marinos aledaños. Es necesario frenar las presiones antropogénicas aun cuando en muchos arrecifes, como en el de

Akumal, las pérdida de coral y aumento de enfermedades hacen difícil ser optimistas en cuanto a su recuperación si continúan incrementando el turismo, las actividades que dañan el arrecife y la población. Estos estudios deben ser constante para registrar las presiones ejercidas y sus consecuencias de manera puntual, ya que en el caso de Mahahual, la población disminuyó a partir del 2011 a la fecha, aunque la modificación en la zona de costa siga siendo la misma, podría haber menos aguas residuales y una recuperación de estos ecosistemas.

Las acciones humanas en el ambiente terrestre, la tasa, magnitud, y escala espacial, representan una fuente de cambio global en el medio ambiente, ya que no solo alteran el ambiente que ha sido modificado, sino también ambientes aledaños. Determinar cómo responden los organismos a las entradas de terrígenos es complicado ya que depende del tipo de terrígenos, de las características locales, sus efectos de sedimentación, turbidez, disolución, y también depende de las características físicas, hidrodinámicas, espaciales y biológicas de la localidad. Sin embargo, los estudios en el tiempo, reportando los cambios constantes que suceden en el ecosistema arrecifal, así como en los ecosistemas aledaños, nos pueden ayudar a entender las causas de los cambios en el estado de condición de los arrecifes.

## 11. Conclusiones

El aumento del 203% de la modificación antropogénica en la zona costera, de la población de 149 a 849 habitantes, para Mahahual, y del 192% de modificación del paisaje en Akumal, con un aumento de la población de 1088 a 1962 habitantes, se traduce en un aumento de presión ejercida sobre el estado de condición del arrecife en un decenio, homogenizando las zonas y arrecifes a un estado de condición crítico. La estructura arrecifal disminuyó en ambos sitios de estudio, el índice de estructura arrecifal empleado disminuyó en Mahahual frente de 12.5 a 1.6 y en la pendiente de 11 a 4.1, en el caso de Akumal de 4 a 2 en el frente arrecifal, y de 8.9 a 3.6 en la pendiente. Los valores de IEA disminuyen más en el sitio con mayor modificación en costa en diez años (Mahahual), que en el de menor modificación en la zona costera a lo largo de diez años (Akumal).

Se planteó la hipótesis de que habría un cambio relativamente mayor en la estructura comunitaria y del estado de condición en Akumal desde el año 2000 al 2010, en contraste con Mahahual para un período similar 2001-2011. Sin embargo, tomando en cuenta los resultados del Índice de Estructura Arrecifal, el cambio cuantitativo en términos de complejidad y función del arrecife, asociado a la estructura comunitaria fue mayor en el arrecife de Mahahual, y los resultados del Índice de Estado de Condición calculados, si reflejan una disminución (cualitativa) mayor en el arrecife de Akumal con respecto a Mahahual. La explicación de estos cambios cuantitativos mayores en el IEA en Mahahual del 2001 al 2011 puede asociarse a los cambios en la zona costera, donde Mahahual experimentó una modificación mayor del paisaje costero en los diez años de estudio que Akumal, y este cambio en el IEA posiciona a Mahahual en el 2011 en una situación similar a la de Akumal en el 2000. La acumulación histórica de afectaciones se observa en mayor medida entre los ecosistemas que no han sufrido una alteración. La mayor disminución cuantitativa en términos del IEC en Akumal, puede estar asociada al mayor historial de presión antropogénica, y enriquecimiento de materia orgánica, aumento de patógenos y enfermedades coralinas. Estas dos situaciones, en conjunto con la conectividad que existe entre la zona terrestre y la marina a través de las aguas subterráneas, podrían suponer que de

continuar (o aumentar) las presiones actuales sobre los sistemas, en un futuro cercano, el arrecife de Mahahual podría llegar a presentar el estado de condición y los valores de IEA actuales del arrecife Akumal.

Las diferencia significativa entre sitios, y en el tiempo, entre los indicadores biológicos analizados sugieren que las condiciones ambientales a lo largo de los diez años de estudio han cambiado, la diferencia podría estar dada por la presión antropogénica y la modificación de la zona costera, las cuales resultaron estar relacionadas con el índice de estructura arrecifal. La descripción y comparación hecha en este estudio muestran una degradación de la estructura comunitaria, del estado de condición, y de la complejidad estructural tridimensional. El aumento de enfermedades, contaminantes, y actividades antropogénicas, son importantes causantes de la desaparición de la complejidad estructural así como de un estado de condición crítico en los arrecifes del Caribe Mexicano.

Los numerosos beneficios que provee el arrecife se irán perdiendo al mismo tiempo que se pierde la estructura arrecifal, y la complejidad del arrecife, que es el hábitat y refugio de muchos organismos. La cobertura coralina está disminuyendo, mientras aumenta la cobertura de macroalgas, disminuyendo el reclutamiento de corales, lo que nos hace pensar que la complejidad topográfica es producto de la resistencia de los pocos corales sobrevivientes. Mientras las causas de la contaminación del agua de mar permanezcan constantes, (aumento en la población, infraestructura y aguas residuales), los corales no tendrán oportunidad de reponerse a las perturbaciones, y continuarán enfermándose y desapareciendo.

## Recomendaciones

- Ante el crecimiento acelerado de la población y por lo tanto del aumento de modificación en zona costera y ecosistemas aledaños, es necesario que las investigaciones en nuestro país se lleven a cabo de manera continua.
- Para entender mejor la relación entre los cambios, las causas, y las consecuencias de la pérdida y deterioro de los ecosistemas así como entender la conectividad entre estos, se recomienda llevar a cabo estudios históricos, en zonas con modificaciones en zonas costeras y zonas sin actividades humanas, y por lo tanto sin modificaciones.
- Se recomienda realizar estudios en el arrecife de Mahahual, zona que presentó cambios importantes en el decenio estudiado, pero que actualmente sigue presentando cambios que podrían proporcionar informarnos sobre la resiliencia del sistema, ya que la población disminuyó a partir del 2011 a la fecha, aunque la modificación en la zona de costa siga siendo la misma, podría haber menos aguas residuales y una recuperación de estos ecosistemas
- Al disminuir el número de visitantes y pobladores en Mahahual se puede evaluar el impacto de las diferentes presión ejercida, de la modificación en zona costera por una parte, y de la población por otra, ya que si la zona sigue modificada pero la población ha disminuido se puede obtener información sobre la presión que ejerce el cambio de humedales, y paisajes costeros, sin esas actividades humanas.
- Además de monitorear arrecifes que están en estado crítico desde hace varios años, habría que continuar en aquellos que comienzan para poder aconsejar sobre el manejo de la zona costera y los recursos, para evitar que la degradación de estos ecosistemas continúen, o disminuyan lo menos posible.
- Involucrarnos en la toma de decisiones en lugares estudiados, y comprometernos en el continuo estudio de estos para una mayor comprensión y por lo tanto un mejor manejo de los recursos naturales es necesario ante esta pérdida constante de estos ecosistemas con numerosos beneficios e importancia económica.

## Literatura consultada:

- Acevedo Montoya G.A.(2003).Distribución espacial, preferencia de hábitat y estado de salud de la población de *Dendrogyra cylindrus*, coral endémico del complejo arrecifal de providencia, caribe colombiano. Tesis de licenciatura biólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.85pp
- Acosta-González, G., (2005). Caracterización de hábitat bentónico con énfasis en corales escleractinios en dos arrecifes coralinos de la península de Yucatán por medio de un SIG. Tesis para obtener el grado de M. C. CINVESTAV –I.P.N. Unidad Mérida. México.114pp.
- Aeby G.S., Williams G.J., Franklin E.C., Haapkyla J., Harvell C.D., Neale S., Page C.A., Raymundo L., Vargas Ángel B., Willis B.L., Work T.M., Davy S. K. (2011). Growth Anomalies on the Coral Genera *Acropora* and *Porites* Are Strongly Associated with Host Density and Human Population Size across the Indo-Pacific. Plos ONE. 6: 1-9.
- Albright R, Mason B (2013) Projected Near-Future Levels of Temperature and pCO<sub>2</sub> Reduce Coral Fertilization Success. PLoS ONE 8(2):1-7.
- Alcolado P.M., I.E. Morgan, P.A. Kramer, R.N. Ginsburg, P. Blanchon, E. de la Guardia, V. Kosminin, S. González–Ferrer, M. Hernández.2010. Condición de arrecifes remotos en el suroeste de Cuba. *Cienc. mar* [online]. 36(2):179-197.
- Álvarez-Filip L., H. Reyes-Bonilla, y E. L. Calderon-Aguilera. (2006). Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology*. 27: 253-262.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non—parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol*. 26:32—46.
- Anthony, K. R. N. & Larcombe, P. (2000). Coral reefs on turbid waters: sediment-induced stress in corals and likely mechanisms of adaptation. *Proceedings of the Ninth International Coral Reef Symposium*, 1, 239-244.
- Añó Vidal C., J. A. P. Aguilar y J. Sánchez. (2005). Capacidad de uso y sellado antropogénico del suelo en la franja litoral de la provincia de Castellón investigaciones geográficas. *Universidad de Alicante*. 38: 65-77.

- Aronson R.B., P. J. Edmunds, W.F. Precht, D.W. Swanson y D.R. Levitan. (1994). Large scale, long-term monitoring of Caribbean coral reefs: simple, quick, inexpensive techniques. *Atoll Research Bulletin*, 421:1-19.
- Aronson, R. B., D. W. Swanson. (1997). Video surveys of coral reefs: uni- and multivariate applications. *Proceedings of the Eight International Coral Reef Symposium*. 2: 1441-1446.
- Álvarez-Fillip L., N.K. Dulvy, J. A. Gill, I.M. Côté & A.R. Watkinson (2009). "Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity" *Proc. R. Soc. B* 276, 3019-3025 pp.
- Álvarez-Fillip L. (2010). Habitat complexity in coral reefs: patterns of degradation and consequences for biodiversity. Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy University of East Anglia, UK . 111 pp.
- Babcock, R. & Smith, L. (2000). Effects of sedimentation on coral settlement and survivorship. *Proceedings of the Ninth International Coral Reef Symposium*, 1, 245-248.
- Bádenas B. y M. Aurell. (1999). Arrecifes de coral y concentración de dióxido de carbono: un ejemplo en la didáctica sobre cambio climático. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*. 7: 21-28.
- Baker A. C., Glynn P. W., Riegl B. (2008). Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. Elsevier. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 435–471.
- Baker M. D. , E. Jordan-Dahlgren , M. A.Maldonado,C. D. Harvella.(2010). Sea fan corals provide a stable isotope baseline for assessing sewage pollution in the Mexican Caribbean. *Limnol. Oceanogr.*55: 2139–2149.
- Baker A.C., R.E. Rodríguez-Martínez, M.L. Fogel. (2013). Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Springer. Coral Reefs*. DOI 10.1007/s00338-013-1040-2
- Bastida-Zavala J. R, A.U. Beltrán-Torres, M. A. Gutiérrez-Aguirre, y G. De la Fuente-Betancourt. (2000). Evaluación rápida de los arrecifes parche de Majagual, Quintana Roo, México. *El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. Dep. de Ecología Acuática*. 6pp
- Basurto Marta. (1997). La pesca comercial en Xcalak. *Amigos de Sian Ka'an*. 17: 3-47

- Beger, M., P.G. Jones, L.P. Munday. (2003). Conservation of coral reef biodiversity: a comparison of reserve selection procedure for corals and fishes. *Biological Conservation*. 111: 53-62.
- Beltrán-Torres A., L. Muñoz-Sánchez, y P.J. Carricart-Ganivet. (2003). Effects of hurricane Keith at a patch reef on RBBCH, Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science*. 73: 187-196.
- Bellwood D.R., T.P. Hughes, C. Folke y M. Nystrom. (2004). Confronting the coral reef crisis?. *Nature*. 429: 827-833.
- Bellwood D.R., T.P. Hughes, A.S. Hoey. (2006). Sleeping functional group drives coral reef recovery. *Current Biology* 16: 2434-2439.
- Birkeland, C. 1996. *Life and Death of Coral Reefs*. New York, London: Chapman & Hall. 560pp.
- Brown-Saracino J., P. Peckol, H.A. Curran, L.M. Robbart. (2007). Spatial variation in sea urchins, fish predators, and bioerosion rates on coral reefs of Belize. *Coral Reefs* 26: 71-78.
- Bruckner A. (2003). *Coral Health and Mortality recognizing the signs of coral diseases and predators in Reef Coral identification Florida Caribbean Bahamas*. 2da edition. New World Publications, Inc. Jacksonville, Florida USA. 240-271 pp.
- Bruno J. F., E. R. Selig, K. S. Casey, B. L. Willis, D. Harvell, H. Sweatman, A. M. Melendy. (2007). Thermal Stress and Coral Cover as Drivers of Coral Disease Outbreaks. *Plos Biology*. 5: 1220-1227.
- Bryant DG, L. Burke, J. MacManus, M. Spalding. (1998). Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs. World Resources Institute, Washington DC. 60 pp.
- Caballero H., P.M. Alcolado, A. Semidey. (2009). Condición de los arrecifes de coral frente a costas con asentamientos humanos y aportes terrígenos: El caso del litoral habanero, Cuba. *Revista Mar y Costa* 1: 49-72.
- Carricart-Ganivet J. P. (2004). Sea surface temperature and the growth of the West Atlantic reef-building coral *Montastraea annularis*. *Journal, Exp. Mar. Biol. Ecol.* 302: 249-260.
- Carricart-Ganivet P. J., y A. Beltrán-Torres. (1998). Chinchorro Bank: a threatened Mexican Caribbean atoll. *Coral Reefs*, 17:36.
- Castañares G. L., y A. L. Soto. (1981). Estudios sobre los corales escleractinios hermatípicos de la costa noreste de la Península de Yucatán, México. Parte 1: sinopsis taxonómica de 38 especies.

(cnidaria, anthozoa, scleractinia). Anales del instituto de ciencias del mar y limnología. UNAM. México D. F. Contribución 284.

- Cervantes Martínez A. (2007). El balance hídrico en cuerpos de agua cársticos de la Prínsula de Yucatán Teoría y Praxis. 3:143-152.
- Cervino, J., T.J. Goreau, I. Nagelkerken, G.W. Smith, R. Hayes (2001). "Yellow Band and Dark Spot Syndromes in Caribbean Corals: Distribution, Rate of Spread, Cytology, and Effects on Abundance and Division Rate of Zooxanthellae". Hydrobiologia 460pp. 53-63pp.
- Cervino J.M., Thompson F. L., Gomez-Gil B., Lorence E. A., Goreau T. J., Hayes R. L., Winiarski-Cervino K. V., Smith G. W., Hughen K. y Bartels E. 2008. The *Vibrio* core group induces yellow band disease in Caribbean and Indo-Pacific reef-building corals. The Society for Applied Microbiology, Journal of Applied Microbiology. 1365: 1-14.
- Chávez Hidalgo A. (2009). Conectividad de los arrecifes coralinos del Golfo de México y Caribe Mexicano. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN. 108pp.
- Chávez Romo, H. Bonilla Reyes.(2007). Reproducción sexual del coral *Pocillopora damicornis* al sur del Golfo de California México. Ciencias Marinas 33:455-501.
- Cicerone R., J. Orr., P. Brewer., P. Haugan., L. Merlivat., T. Ohsumi., S. Pantoja., H. Poertner., M. Hood., E. Urban. (2004). The Ocean in a High-CO<sub>2</sub> World. Oceanography. 17: 72-78.
- Cinner, J. (2000). Socioeconomic influences on coastal resources use in Mahahual, Mexico. Tesis de maestria. Kingston, Rhode Island USA: Department of Marine Affairs, University of Rhode Island. 110pp.
- Clarke K., R. Gorley. 2006. Primer v6: User Manual/tutorial. PRIMER-E Ltd. Plymouth. 190pp.
- Clarke K., R. Warwicz. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E Ltd. Plymouth, 82pp.
- Cox F. E., S.Ward.2002. Impact of elevated ammonium on reproduction in two Hawaiian scleractinian corals with different life history patterns. Original Research Article Marine Pollution Bulletin, 44 : 1230-1235.

- Crabbe M.J.C. (2010). Topography and spatial arrangement of reef-building corals on the fringing reefs of North Jamaica may influence their response to disturbance from bleaching. *Marine Environmental Research*. 69: 158–162
- Cruz-Piñón G., J. P. Carricart-Gavinet, J. Espenosa-Avalos. (2003). Monthly skeletal extension rates of the hermatypic corals *Montastrea annularis* and *Montastrea faveolata*: biological and environmental controls. *Marine Biology* 143: 491-500.
- Darling S. E. (2012). Corals in a Stressful World: Life Histories, Synergies, and Resilience. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of philosophy. B.Sc. (Hons., Biology), Queen's University. 156pp.
- Díaz-Pulido G., J.A. Sánchez, J. Zea, J. M. Díaz, J. Garzón. (2004). Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe Colombiano. *Rev. Acad. Coloma. Cienc.* 28: 337-347.
- Díaz M. J. (2005). Esquemas espaciales de zonación ecológica y morfología de las lagunas de los atolones y complejos arrecifales de un archipiélago oceánico del Caribe: San Andrés y Providencia (Colombia). *Revista Académica Colombia Ciencias* 29: 357-369.
- Done T. J. (1983) Coral zonation: its nature and significance. Chapter 7 In *Perspectives in coral reefs*. DJ Barnes (editor). AIMS Contribution No. 200. Hong Kong, 277 pp.
- Durán A., R. Claro. (2009). Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica. *Revista de Biología Tropical*. 57: 687-697.
- Edinger, E. N., Limmon G. V., Jompa J., Widjatmokos W., Heikoop M.J., Risk M.J. (2000). Normal Coral Growth Rates on Dying Reefs: Are Coral Growth Rates Good Indicators of Reef Health?. Pergamon. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 404-425.
- Edmunds P.J. 1994. Evidence that reef-wide patterns of coral bleaching may be the result of the distribution of bleaching-susceptible coral clones. *Marine Biology* 121:137-142.
- Erez J., S. Reynaud, J. Silverman, K. Schneider, D .Allemand. (2011). Coral Calcification Under Ocean Acidification and Global Change. *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. 155-176.

- Ellison, A.M., M.S. Bank, B.D. Clinton, E.A. Colbourn, K. Elliott, C.R. Ford, D.R. Foster, B.D. Kloeppe, J.D. Knoepp, G.M. Lovett, J. Moham, D.A. Orwig, N.L. Rodenhouse, W.V. Sobczak, K.A. Stinson, J.K. Stone, C.M. Swan, J. Thompson, B. Von Holle, and J.R. Webser. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 9:479-486.
- Fabricius K (2005) Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar Pollut Bull* 50:125–146.
- Fabry V. J., B. A. Seibel, R. A. Feely, J. C. Orr. (2008). Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *Marine Science*. 65: 414–432.
- Fitt W.K., B.E. Brown, M.E. Warner, R. P. Dunne. (2001). Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. *Coral reefs*. 20:51-65.
- Fitt W.K., R.D. Gatesb, O. Hoegh-Guldbergc, J.C. Bythelld, A. Jatkard, A.G. Grottolie, M. Gomezc, P. Fisherc, T.C. Lajuenessef, O. Pantosc, R. Iglesias-Prieto, D.J. Franklinh, L.J. Rodriguesi, J.M. Torregianik, R. van Woesikj, M.P. Lesserk. (2009). Response of two species of Indo-Pacific corals, *Porites cylindrica* and *Stylophora pistillata*, to short-term thermal stress: The host does matter in determining the tolerance of corals to bleaching. Elsevier. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 373: 102–110.
- Ferriz-Dominguez, N. y Horta-Puga G. (2001). Short-term aggressive behavior in scleractinian corals from La Blanquilla reef, Veracruz Reef System. *Rev. Biol. Trop* [online]. 49: 67-75.
- French, K., Lewis, S., Hillis, Z. 1990. Coral monitoring conditions guide at the Buck Island Reef National Monument, report prepared for the U.S. Department of the Interior, National Park Service.
- Furnas M.J. (2003). *Catchments and Corals: Terrestrial Runoff to the Great Barrier Reef*. Australian Institute of Marine Science, CRC Reef. Townsville, Australia. 334pp
- García-Salgado M., L. T. Camarena, B.G. Gold, M. Vasquez, G. Galland, M. G. Nava, D. G. Alarcón, V. Ceja M. (2006). *Línea Base del estado del Sistema Arrecifal Mesoamericano. Proyecto para la conservación y uso sostenible del Sistema Arrecifal Mesoamericano*. 167 pp.

- Gardner A. T, M. I. Cote, A. J. Gill, A. Grant, R. A. Watkinson. (2003). Long-Term Region-Wide Declines in Caribbean Corals. *Science*. 301: 958-960.
- Garza-Pérez J. R. (1999). Análisis comparativo de cuatro comunidades coralinas arrecifales del Caribe Mexicano, Tesis de Maestría, CINVESTAV-IPN, México. 64 pp.
- Garza-Pérez J.R.(2004). Información y Manejo para la Protección de la Biodiversidad de la Barrera Arrecifal de México: Evaluación de Variables, Modelación Espacial del Hábitat y SIG, Tesis de Doctorado, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Yucatán, México. 184pp.
- Gesiter, J. 1983. Holocene West Indian coral reefs: geomorphology, ecology and facies. *Facies*. 9: 173-284.
- Holozäne westindische Korallenriffe: Geomorphologie, Ökologie und Fazies. *Facies* 9: 173-284.
- Hyde D., H. Herman, K. Schidt, K. Richardson. 2011. Guía para la elaboración de fichas de evaluación ecológica en áreas marinas protegidas de América del norte. Cec. Org. Comisión para la colaboración ambiental. 47pp.
- Glynn P. W. (1973). Aspectos of the ecology of coral reefs in the Western Atlantic region. Janes and R. Endean. *Biology and Geology of Coral reefs*. Academic Press, N.Y. 2: 271-324.
- Glynn P. W.(1976). Some Physical and Biological Determinants of Coral Community Structure in the Eastern Pacific.46:431-456.
- Glynn, P. W. (1997). Bioerosion and coral reef growth: A dynamic balance. In Charles Birkeland (Ed) *Life and Death of Coral Reefs*. Chapman & Hall, New York. 68-95pp.
- Gutiérrez- Carbonell D., C. García-Saez, M. Lara y C. Padilla. (1993). Comparación de arrecifes coralinos Veracruz y Quintana Roo. 787-806 pp.
- GVI. (2004). Global Vision International Marine Conservation, Mahahual Quintana Roo, México. The GVI Marine Programme. 26 pp.
- Hasbullah I. H., Radjasa O. K., Miftahuddin M. K., Pratama G. A., Nasima D., Ambariyanto , Sarjito, Sudoyo H. 2012. Causative Agents of White Band Disease From Culturable Bacterial Community

Associated with Healthy and Diseased Corals *Acropora humilis* and *Acropora tortuosa* from Karimunjawa Islands, Indonesia. *Ecologia*. 2: 52-59.

- Hernández-Landa R.C. (2004). Variación espacial de la cobertura de corales escleractinios y descripción de condición arrecifal a lo largo del Caribe mexicano y un arrecife del Banco de Campeche. Tesis de Maestría en Biología Marina. CINVESTAV-IPN. Unidad Mérida Yucatán, México. 102 p.
- Hernández I., C. Aguilar, G. González Sansón.(2008).Tramas tróficas de peces de arrecifes en la región noroccidental de Cuba. II. Grupos funcionales. Rev. Biología Tropical (online). 56:1391-1401.
- Hoegh-Guldberg O., B. Salvat. (1995). Periodic mass-bleaching and elevated sea temperatures: bleaching of outer reef slope communities in Moorea, French Polynesia. Mar. Ecol. Prog. Ser., 121: 181–190.
- Hoegh-Guldberg, P. J. Mumby, A. J. Hooten, R. S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C. D. Harvell, P. F. Sale, A. J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C. M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. H. Bradbury, A. Dubi, M. E.Hatzios. (2007). Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. Science. 318: 1737-1742.
- Hughes, P. T. y Connell, H. J. (1999). Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. *Limnología Oceanografía* 44 : (3, part 2), 932-940.
- Huitric M., y M. McField. (2000). Effects of multiple disturbances on hard coral recruits in Glovers Reef Atoll's lagoon, Belize. Beijer International Int. for Ecological Economics, Swedish Royal Academy of Sciences, Stockholm Sweden. 20 pp.
- Humann N., y P. DeLoach. (2008). Reef Coral Identification: Florida, Caribbean, Bahamas. Florida: New World Publications. 278 p.
- Iniciativa Arrecifes Saludables. (2012). Quick reference guide. Eco Audit. 22 pp.
- Iniciativa Arrecifes Saludables. (2008). Reporte de la Salud Ecológica del Arrecife Mesoamericano. Eco Audit. 24 pp

- INEGI. 2000. Censo Nacional de Población y Vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, DF.  
<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/Proyectos/ccpv/cpv2000/default.aspx>.
- INEGI. 2005. Censo 2005. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, DF.  
<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2005/Default.aspx>.
- INEGI.2010. Cuaderno de información oportuna regional. 106:71-72.
- INEGI.2011.Perspectiva estadística, Quintana Roo. 86 pp.
- INEGI (2011) Censo de Población y Vivienda 2010. Tabulados Básicos. Quintana Roo, México, INEGI. <http://www.censo2010.org.mx/> Accessed 2011 Nov 23
- ISRS.2004.The effects of terrestrial runoff of sediments, nutrients and other pollutants on coral reefs. Briefing Paper 3, International Society for Reef Studies. 18 pp
- ISRS. 2008. Coral reefs and Ocean Acidification. Briefing Paper 5. International Society for reef studies. 9 pp.
- ISRS. Diseases on Coral Reefs. Statement 1. International Society for reef studies. 3pp.
- ISRS.Statment on Global Coral Bleaching in 1997-1998. Statement 2. International Society for reef studies. 2 pp.
- Jackson J. B.C. J. Jacquet. (2011). The shifting baselines syndrome: perception, deception and the future of our oceans. In: Christensen V, Maclean J. Ecosystem Approaches to Fisheries: A Global Perspective. Cambridge University Press. 128-141pp.
- Jennings S., N. Polunin. (1997). Impacts of predator depletion by fishing on the biomass and diversity of non-target reef fish communities. Coral Reefs. 16: 71-82.
- Jompa, J. y L. J. McCook. (2002). The effects of nutrients and herbivory on competition between a hard coral (*Porites cylindrica*) and a brown alga (*Lobophora variegata*). Limnol. Oceanogr. 47: 527-534.
- Jordán-Dahlgren E. (1992). Recolonization patterns of *Acropora palmata* in a marginal environment. Bulletin of Marine Science 51: 104-17.

- Jordán E. D. (1978). Estructura y composición de arrecifes coralinos, en la región noreste de la península de Yucatán. México. Anales del centro de ciencias del mar y limnología. UNAM. 6: 69-86
- Jordán E. (1993). Atlas de los Arrecifes Coralinos del Caribe Mexicano. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. UNAM.114 p
- Jordán-Dahlgren E., y R. E. Rodríguez-Martínez (2003). The Atlantic coral reefs of Mexico. In Latin American Coral Reefs, ed. J. Cortés, Amsterdam: Elsevier Science. 131-58.
- Kendall, S. Mathew S., R.Bija, C. John, Curtis R., Monaco Mark. (2004). The seascape approach to coral ecosystem mapping: an integral component of understanding the habitat utilization patterns of reef fish. Marine Science. 75(2):225-237.
- Knowlton N. 2001. The future of coral reefs.PNAS. Vol. 98. No10. 5419-5425.
- Knowlton, N. and J. B. C. Jackson. 2008. "Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs". PLoS Biology 6: e54, 6 pp.
- Kramer P., P.R. Kramer, E. Arias-Gonzalez, M. Mcfield. (2000). Status Of Coral Reefs Of Northern Central America: Mexico, Belize, Guatemala, Honduras, Nicaragua And El Salvador. Status of Coral Reefs of the World: 2000. Australian Institute for Marine Science, Australia. 287-314 pp.
- Kleypas JA, Feely RA, Fabry VJ, Langdon C, Sabine CL, Robbins LL . 2006. Impacts of Ocean Acidification on Coral Reefs and Other Marine Calcifiers. A Guide for Future Research. Report of a workshop sponsored by NSF, NOAA & USGS.
- Kleypas JA, McManus JW, Meñez LAB. 1999b. Environmental Limits to Coral Reef Development: Where Do We Draw the Line? Amer Zool 39 (1):146-159.
- Klomp K.D., K. Clarke, K. Marks y M. Miller. (2003). Consition of reef fish on Jamaicas north coast signals late stages of overexploitation. Proc. Gulf. Caribb. Fish. Inst. 54:799-803.
- Lazcano-Barrero M. A, C. López-Santos, A. Vega-Zepeda, R. Loreto-Viruel, W. Hadad- López, S. Redman, A. Batun, R. Gonzalez, G. Arreola, C.A. García-Saez, R. González- Hunt, G. Murria.

- (2000). Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Xcalak, Quintana Roo Mexico: 2000-2001 Reporte final. Quintana Roo, México, Amigos de Sian Ka'an. 41 pp.
- López-Santos C., J. McCann, C. Molina-Islas, P. Rubinoff. (1998). Estrategia comunitaria para el manejo de la zona de Xclak, Quintana Roo, México. Impresos Marca, Mérida Yucatán México. 24 pp.
  - Lough J. M. y A.J. Hobday. (2011). Observed climate change in Australian marine and freshwater environments. *Marine and Freshwater Research* 62: 984-999.
  - Loya Y., K. Sakai, K. Yamazato, H. Nakano, H. Sambali, R. Van Woesik. (2001). Coral bleaching: the winners and the losers. *Ecol. Lett.* 4:122-131.
  - Manzello D., A.J. Kleypas., D. Budd., C. Eakin., P. Glynn., C. Langdon. (2008). Poorly cemented coral reefs of the eastern tropical Pacific: Possible insights into reef development in a high-CO<sub>2</sub> world. *PNAS*. 105: 10450–10455.
  - Manzello D. (2008). Reef development and resilience to acute (El Niño warming) and chronic (high-CO<sub>2</sub>) disturbances in the eastern tropical Pacific: a real-world climate change model. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11.*
  - Marshal P.A., A.H. Baird. 2000. Bleaching of corals on the Great Barrier Reef: differential susceptibilities among taxa. *Coral Reefs*. 19:155-163.
  - Martinez J. A., C.M. Smith, R.H. Richmond. (2012). Invasive algal mats degrade coral reef physical habitat quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 99: 42-49.
  - Marubini F, P.S. Davies. (1996). Nitrate increases zooxantellae population density and reduces skeletogenesis in corals. *Marine Biology* 127:319-328.
  - Masselink G., y M. Hughes. (2003). Coral Reefs and Islands. In Masselink G. y Hughes M. (Eds) *Introduction to Coastal Processes and Geomorphology*. Oxford University Press, London. 282-306pp.
  - McClanahan T.R., J. Maina, C.J. Starger, P. Herron-Peres y E. Dusek. (2005). Detriments to post-bleaching recovery of corals. *Coral Reefs*. 24:230-246.

- Mee L. (2010). Between the devil and the deep blue sea: The coastal zone in an Era of globalization. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 96:1-8.
- Metcalfe C.D, Beddows PA, Bouchot GG et al (2011) Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environ Pollut* 159:991–997.
- Miller M.W., D.E. Willians. (2007). Coral disease outbreak at Navassa, a remote Caribbean Island. *Coral Reefs*. 26:97-101.
- Monaco E. M, M. A. Friedlander, C. Caldow, D. Christensen, C. Rogers, J. Beets, J. Miller, R. Boulon. (2007). Characterising reef fish populations and habitats within and outside the US Virgin Islands Coral Reef National Monument: a lesson in marine protected area design. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 33-40.
- Muller-Parker G, D’Elia CF (1997) Interactions between corals and their symbiotic algae. In: Birkeland C (ed) *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall, New York. pp 96–113.
- Muñoz-Sánchez, L. S. (2002). Evaluación del estado de un parche arrecifal en RBCH, Quintana Roo y análisis de algunos parámetros poblacionales de los escleractinios. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Chetumal. Chetumal, Q. R. México. 70 pp.
- Murray G (2007) Constructing paradise: The impacts of big tourism in the Mexican coastal zone. *Coast Manage* 35:339–355.
- Muscatine L., P.G. Falkowski, Z. Dubinsky, P.A. Cook, L. R. McCloskey. (1989). The effect of external nutrient resources on the population dynamics of zooxanthellae in a reef coral. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*. 236:311-324.
- Norström A. V., M. Nyström, J. Lokrantz, C. Folke. (2009). Alternative states on coral reefs: beyond coral–macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series*. 376: 295-306.
- Núñez –Lara E., E. Arias-González. (1998). The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *Journal of Fish Biology* 53: 209–221.

- Ochoa-López, E., H. Reyes-Bonilla y J. Ketchum-Mejía. 1998. Daños por sedimentación a las comunidades coralinas del sur de la Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. *Cien.Mar.* 24:233-240.
- Osborne K., W. G. Oxley. (1997). Sampling benthic communities using video transects. In English S., Wilkinson C. & Baker V. (Eds) *Survey Manual for Tropical Marine Resources* Australian Institute of Marine Science, Townsville. pp. 363-376. En Zarco Perelló en Descripción fisiográfica de los arrecifes de sisal y hábitats del arrecife Madagascar, Yucatán, México. 2009. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencia UNAM.104pp.
- Patterson S. K., J. Porter, J. W. Turner, J. Brian, E. E. Looney, P. Trevor, K.M. Meredith, C. Futch, E. Lipp. 2010. Human sewage identified as likely source of white pox disease of the threatened Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmate*. *Environmental microbiology.* 12: 1122–1131
- Pauly D. (1990). On Malthusian Overfishing. *Naga, The ICLARM Quarterly.* 13:3-4.
- Pandolfi, John M., Connolly, Sean R., Marshall, Dustin J. and Cohen, Anne L. (2011). The future of coral reefs: Response. *Science.* 334: 1495-1496.
- Pandolfi J. M., J.B.C. Jackson, R.H. Bradbury, H.M. Guzman. (2005). The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 8725-8730.
- Peckol P. M, H. A. Curran, E. Y. Floyd, M. L. Robbart, B. J. Greenstein, K. L. Buckman. (2003). Assessment of selected reef sites in northern and southcentral Belize, including recovery from bleaching and Hurricane disturbances (stony corals, algae and fish). En: Lang, J. C., (ed.). *Status of coral reefs in the western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA).* *Atoll Research Bulletin,* 496: 318-337.
- Pollock F.J., P. J. Morris, B. L. Willis, D. G. Bourne. (2011). The Urgent Need for Robust Coral Disease Diagnostics. 7: 1-10.
- Rioja N.R., C.Sheppard. (2008). Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean y Coastal Management.* 51(5): 397-404.

- Ruiz-Zárata M., R. C. Hernández-landa,<sup>1</sup> Carlos González-salas,<sup>1, 2</sup> Enrique Núñez-lara, y J. Ernesto Arias- González. (2003). Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo, Mexico (part 1: stony corals and algae)
- Rosenberg E., A. Kushmaro. (2011). Coral Reefs: An Ecosystem in Transition. Microbial diseases of corals: Pathology and Ecology. Zvy Dubinsky. Noga Stambler. Israel. 552 pp
- Quan-Young L. I., J. y Espinoza-Avalos. (2006). Reduction of zooxanthellae density, chlorophyll a concentration, and tissue thickness of the coral *Montastraea faveolata* (Scleractinia) when competing with mixed turf algae. *Limnol. Oceanogr.* 51: 1159 -1166.
- Risk, M. J. (1972). Fish diversity on a coral reef in the Virgin Islands. Department of Biological Sciences, University of Southern California, Los Angeles, California 90007. Converted to electronic format by Damon J. Gomez (NOAA/RSMAS) in 2003. Copy available at the NOAA Miami Regional Library.
- Roberts, M. C. (1997). Connectivity and Management of Caribbean Coral Reefs. *Science*. 278 [www.sciencemag.org](http://www.sciencemag.org).
- Rogers C.S. (1979). The effect of shading on coral reef structure and function. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 41:269-288.
- Rogers C.S. (1983). Sublethal and lethal effects of sediments applied to common Caribbean reef corals in the field. *Marine Pollution Bulletin* 14:378-382.
- Rogers C. S, M. Gilnack, H.C. Fitz. (1983). Monitoring of coral reefs with linear transects: a study of storm damage. Contribution. 87. from West Indies Laboratory. [Converted to electronic format by Damon J. Gomez (NOAA/RSMAS) in 2003. Copy available at the NOAA Miami Regional Library. Minor editorial changes were made].
- Rosenberg E. & Kushmaro A. (2011). "*Microbial Diseases of Corals: Pathology and Ecology*". Z. Dubinsky and N. Stambler (eds.). 451-464 pp.
- Roy E.R. (2005). Akumal's reefs: Stony coral communities along the developing Mexican Caribbean coastline. *Rev. Biol. Trop.* 52(4): 869-881.

- Ruiz-Zárate M. A., J. E. Arias-González. (2004). Spatial study of juvenile corals in the Northern region of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). *Coral Reefs*. 23: 584–594.
- Ruiz-Zárate M. A., R. C. Hernández-Landa, C. González-Salas, E. Núñez-Lara y J. E. Arias- González. (2003). Condition of coral reef ecosystems in Central-Southern Quintana Roo (Part 1: stony corals and algae). En: Lang, J. C., (ed.). *Status of coral reefs in the western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRR)*. *Atoll Research Bulletin*, 496: 318-337.
- Russell Lande. 1996. Statistics and Partitioning of species diversity and similarity among multiple communities. *Oikos*. 76:5-13.
- Salazar-Vallejo S.I. (2002). Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Revista Biología Tropical*. 50: 415-428.
- Santavy D., J. K. Summers, V. D. Engle, L. C. Harwell. (2005). The condition of coral reefs in South Florida (2000) using coral disease and bleaching as indicators. *Env Mon and Ass* 100:129-152.
- SECTUR (2011) [http://datatur.sectur.gob.mx/wb/datatur/reportes\\_datatur](http://datatur.sectur.gob.mx/wb/datatur/reportes_datatur) Accessed 2013 Oct.
- Selig E.,C. Drew, J. Bruno, L. Bette, C. Page, K. Casey, H. Seatman. (2006). Analyzing the relationship between ocean temperature anomalies and coral disease outbreaks at broad spatial scales. *Coral Reefs and Climate Change: Science and Management. Coastal and Estuarine Studies* 61: 111-128.
- SEMARNAP (Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca). (2000). Programa de Manejo, RBBCH, México. Instituto Nacional de Ecología, México, 189 pp.
- Sheppard C. R. C., K. Mathenson, J. C. Bythel, P. Murphy, C. Blair & B. Blake 1995. Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: use and assessment of aerial photography. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 277-298.
- Shawn E. C., J.Lang. (1997). Yal Ku lagoon and Nothw Akumal. Quality and movement of Ground Water. *Environmental Report I. Centro ecológico de Akumal*. 21pp.
- Sheppard C., S. Davy, G. Pilling. (2009). *The biology of coral reefs. Biology of habitats*. Oxford University. New York. 338pp.

- Somerfield P.J., W.C. Jaap, K.R. Clarke, M.Callahan, K. Hackett, J. Porter, M. Lybolt, C. Tsokos, G. Yaver. (2008). Changes in coral reef communities among the Florida Keys 1996-2003. Springer-Verlag. 15pp.
- Spalding M.D. y G. E. Jarvis. (2002). The impact of the 1998 coral mortality on reef fish communities in the Seychelles. *Marine Pollution Bulletin* 44: 309-321
- Spalding M., C. Ravilious., E. Green. (2001). *World Atlas of Coral Reefs*. UNEPWCMC by The University of California Press. 424pp.
- Spalding M.D., C. Ravilious, E.P. Green. (2001). *World Atlas of Coral Reefs*. University of California Press, Berkeley. USA.
- Steneck, R.S., M.H. Graham, B.J. Bourque, D. Corbett, J.M. Erlandson, J.A. Estes, M.J. Tegner. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*. 29:436-459.
- Sutherland Kathryn P., W. Porter James y C. Torres. (2004). Disease and Immunity in Caribbean and Indo-Pacific Zooxanthellate Corals. *Marine Ecology Progres Series V*. 266: 273–302.
- Telesnicki G.J., W.M. Goldberg. (1995). Effects of turbidity on the photosynthesis and respiration of two south Florida reef coral species. *Bulletin of Marine Science*. 57:527-539.
- Trotta-Moreu N., J. Lobo, F. Cabrer-Soñado. (2008). Distribución conocida y potencial de las especies de Geotrupinae (Coleptera:Scarabaeoidea) en México. *Acta zoología Mexicana*. 24:39-65.
- Tuya F.,J. R. Haroun, A. Boyra, P. Sanchez-Jerez. (2005). Sea urchin *Diadema antillarum*: different functions in the structure and dynamics of reefs on both sides of the Atlantic. *Marine Ecology Progres Series*. 302: 307-310.
- UNEP-WCMC. 2006. In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK
- Van Woesik R.,T. Tomascik, S. Blake. (1999). Coral assemblages and physic-chemical characteristics of the Whitsunday Islands: evidence of recent community changes. *Marine and Freshwater Research* 50: 427-440.

- Vega Thurber R.L., Burkepile D.E., Fuchus C., Shantz A., Mcminds R., Zaneveld J.R. (2013). Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. *Global Change Biology*. 10.1111:1-11.
- Vega-Zepeda A., H. Hernández-Arana, P. J. Carricart-Ganivet. (2007). Spatial and size frequency distribution of *Acropora* (Cnidaria: Scleractinia) species in Chinchorro Bank, Mexican Caribbean: implications for management. *Coral Reefs*. 26: 671-676.
- Villela A., P. F. Sale, G. Gold-Bouchot y B. Kjerfve. (2003). Conservation and Sustainable use of the Mesoamerican Barrier Reef system proyect (MBRS) Belize-Guatemala-Honduras-México. Manual of Methos for the MBRS Synoptic monitoring program. MBRS proyecto coordination unit. Princes Margaret rive. Belize, 135pp.
- Voss, J. D. y L. L. Richardson. (2006). Nutrient enrichment enhances black band disease progression in corals. *Coral Reefs* 25: 569-576.
- Ward S.,P. Harrison. (2000).Changes in gametogenesis and fecundity of *Acroporid* corals that were exposed to elevated nitrogen and phosphorus during the ENCORE experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 246: 179-221.
- Weil E., C.S. Rogers. (2011). Coral reef diseases in thye Atlantic-Caribbean. *Coral Reefs: An ecosystem in transition*. Springer. 465-491p.
- Weil E., A. Hooten. (2008). Uderwater cards for assessing coral heath on Caribbean reefs. *Coral reef targeted research and capacity building for management*. Currie communications, Melbourne, Australia. 21pp
- Weis M.V., D. Allemand. (2009). What Determines Coral Health? *Science*. 324:1153-1155.
- Wilkinson, C. and Souter, D. (2008). Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Townsville: Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre.
- Wilkinson C. (2008). Status of Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296pp.

- Wilkinson, C. (2004). The executive summary, Inc. C. Wilkinson (ed.), Status of coral reefs of the world: 2004. Australian Institute of Marine Science.1: 7-50
- Williams D., M. Miller. (2005). Coral disease outbreak: pattern, prevalence and transmission in *Acropora cervicornis*. Marine Ecology Progress Series. 11:119-128.
- Wilson K. S, J. A. Graham, S. M. Pratchett, P.G. Jones, C. V. N. Polunin. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? Global Change Biology. 12:220-234.
- Wittenberg M.,W. Hunte. (1992). Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. 1. Abundance, mortality and community structure. Marine Biology 116: 131-138.
- Wood, R. (1998). The ecological evolution of reefs. Annual Review of Ecology and Systematics. 29: 179-206.
- Work R., A. S. Greta.(2006). Systematically describing gross lesions in corals. Diseases of aquatic organisms. 70:115-160.
- Zarco Peréllo S. (2000). Descripción fisiográfica de los arrecifes de Sisal y hábitats del arrecife Madagascar, Yucatán, México. Tesis de licenciatura. UNAM. 104pp.

**Anexos**

**Anexo 1.** Cambios en las comunidades bentónicas de los grupos funcionales, donde las coberturas de algas aumentan y la cobertura coralina disminuye.



Figura 69 Anexo 1. Aumento de la cobertura de macroalgas en los arrecifes bordeantes del Caribe Mexicano.

**Anexo 2.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales en el tiempo 2000-2010 Akumal, 2001-2011 Mahahual.

**Tabla 23.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales Akumal frente 2000-2010.

Akumal frente 2000

Akumal frente 2010

Distancia promedio al cuadrado = 2063.95

Variable	Av.Value	Av.Value	Av.Sq.Dist	Sq.Dist/SD	Contrib%	Cum.%
Algas Filam	26.5	1.07	703	1.92	34.08	34.08
Arena/sed	23.2	15.4	372	1.06	18.02	52.11
Algas cor/incr	8.65	22.7	252	1.16	12.21	64.32
Algas Rojas	0.897	14.4	225	1.48	10.89	75.21
Cobertura de Coral	19.6	8.38	183	0.97	8.89	84.1
Roca/Pav/ACI	1.26	12.3	183	1.1	8.86	92.96

**Tabla 24.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales Akumal pendiente 2000-2010.

Akumal pendiente 2000

Akumal pendiente 2010

Distancia promedio al cuadrado =

2559.37

Variable	Av.Value	Av.Value	Av.Sq.Dist	Sq.Dist/SD	Contrib%	Cum.%
Algas Pardas	3.77	41.8	1.64E+03	1.77	64.12	64.12
Algas Cal/Ar VERDES	4.47	8.87	176	0.49	6.86	70.98
Arena/sed	10.2	0.216	162	0.77	6.34	77.32
Algas Filam	10.2	2.28	157	0.76	6.14	83.46
Algas cor/incr	8.65	8.37	128	0.85	5.01	88.46
Cobertura de Coral	18	13.4	91.5	0.45	3.57	92.04

**Tabla 25.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales Mahahual frente 2001-2011.

Mahahual frente 2001

Mahahual frene 2011

Distancia promedio al cuadrado =

3270.61

Variable	Av.Value	Av.Value	Av.Sq.Dist	Sq.Dist/SD	Contrib%	Cum.%
Algas Filam	12.5	50.8	1.83E+03	1.27	56.02	56.02
Arena/sed	20.6	7.45	523	0.6	15.98	72
Cobertura de Coral	19.4	7.88	337	0.77	10.32	82.32
Roca/Pav/ACI	2.52	4.25	134	0.4	4.11	86.42

<b>Pedaceria</b>	<b>8.65</b>	<b>0</b>	<b>127</b>	<b>0.71</b>	<b>3.87</b>	<b>90.3</b>
------------------	-------------	----------	------------	-------------	-------------	-------------

**Tabla 26.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales Mahahual frente 2001-2011.

Mahahual pendiente 2001  
 Mahahual pendiente 20011  
 Distancia promedio al cuadrado= 1749.51

Variable	Av.Value	Av.Value	Av.Sq.Dist	Sq.Dist/Sd	Contrib%	Cum.%
Algas Filam	17.3	39.4	549	1.33	31.36	31.36
Cobertura de Coral	28.3	12	371	0.92	21.19	52.54
Arena/sed	11.6	3.69	247	0.59	14.11	66.65
Algas cor/incr	20.3	8.46	186	1.21	10.65	77.3
Algas Pardas	1.54	14.4	174	2.63	9.92	87.22
Pedaceria	8.08	0	106	1.06	6.04	93.26

**Anexo 3.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales entre sitios Akumal, Mahahual.

**Tabla 27.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales Akumal frente-Mahahual frente 2000/2001.

Akumal frente 2000  
 Mahahual frente 2001  
 Distancia promedio al cuadrado=1132.36

Variable	Av.Value	Av.Value	Av.Sq.Dist	Sq.Dist/SD	Contrib%	Cum.%
Algas Filam	26.5	12.5	291	0.98	25.71	25.71
Arena/sedimento	23.2	20.6	275	0.69	24.32	50.03
Cobertura de Coral	19.6	19.4	211	0.81	18.66	68.69
Pedaceria	3.5	8.65	94.8	0.65	8.37	77.06
Algas Pardas	1.5	5.38	94.6	0.44	8.35	85.41
Algas coralina						

**Tabla 28.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales Akumal pendiente-Mahahual pendiente 2000/2001.

Akumal pendiente 2000

Mahahual pendiente 2000

Distancia promedio al cuadrado=1041.26.

Variable	Av.Value	Av.Value	Av.Sq.Dist	Sq.Dist/SD	Contrib%	Cum.%
Cobertura de Coral	18	28.3	222	0.95	21.29	21.29
Algas coralina incrustante	8.65	20.3	202	1.19	19.43	40.72
Arena/sedimento	10.2	11.6	194	0.65	18.64	59.36
Algas Filam	10.2	17.3	163	1.02	15.69	75.06
Pedaceria	5.79	8.08	73.2	0.94	7.03	82.08
Algas Calcáreas Rojas	6.47	0.577	52.7	0.8	5.06	87.14
Algas Calcárea articulada VERDES	4.47	4.04	36.6	0.73	3.51	90.66

**Tabla 29.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales Akumal frente-Mahahual frente 2010/2011.

Akumal frente 2010

Mahahual frente 2011

Distancia promedio al cuadrado=4263.54

Variable	Av.Value	Av.Value	Av.Sq.Dist	Sq.Dist/SD	Contrib%	Cum.%
Algas Filam	1.07	50.8	2.80E+03	1.61	65.7	65.7
Arena/sed	15.4	7.45	453	0.55	10.63	76.33
Algas cor/incr	22.7	5.63	337	1.47	7.9	84.23
Roca/Pav/ACI	12.3	4.25	250	1.07	5.87	90.1

**Tabla 30.** Variable de mayor contribución a la diferencia de las coberturas de los grandes grupos funcionales Akumal pendiente-Mahahual pendiente 2010/2011.

Akumal pendiente 2010

Mahahual pendiente 2011

Distancia promedio al cuadrado=2860.48

Variable	Av.Value	Av.Value	Av.Sq.Dist	Sq.Dist/SD	Contrib%	Cum.%
Algas Filam	2.28	39.4	1.42E+03	2.66	49.65	49.65
Algas Pardas	41.8	14.4	930	1.54	32.51	82.17
Algas Cal/Ar VERDES	8.87	10.3	131	0.58	4.59	86.76
Algas cor/incr	8.37	8.46	108	0.82	3.76	90.52

**Anexo 4.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina en el tiempo 2000-2010 Akumal, 2001-2011 Mahahual.

**Tabla 31.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina Akumal frente 2000/2010.

Akumal frente 2000

Akumal frente 2010

Promedio de disimilaridad=56.31

<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Diss</b>	<b>Diss/SD</b>	<b>Contrib%</b>	<b>Cum.%</b>
<b>Undaria agaricites</b>	<b>2.79</b>	<b>2.2</b>	<b>4.5</b>	<b>1.26</b>	<b>7.99</b>	<b>7.99</b>
<b>Orbicella annularis</b>	<b>1.4</b>	<b>3.23</b>	<b>4.22</b>	<b>1.17</b>	<b>7.49</b>	<b>15.48</b>
<b>Orbicella faveolata</b>	<b>1.48</b>	<b>2.92</b>	<b>3.9</b>	<b>1.1</b>	<b>6.92</b>	<b>22.41</b>
<b>Siderastrea siderea</b>	<b>3.34</b>	<b>2.38</b>	<b>3.85</b>	<b>1.37</b>	<b>6.83</b>	<b>29.24</b>
<b>Pseudodiploria strigosa</b>	<b>1.93</b>	<b>2.3</b>	<b>3.17</b>	<b>1.4</b>	<b>5.63</b>	<b>34.87</b>
<b>Siderastrea radians</b>	<b>1.88</b>	<b>0.17</b>	<b>3.01</b>	<b>1.5</b>	<b>5.35</b>	<b>40.22</b>
<b>Porites astreoides</b>	<b>2.71</b>	<b>2.98</b>	<b>2.88</b>	<b>0.98</b>	<b>5.12</b>	<b>45.33</b>
<b>Undaria tenuifolia</b>	<b>1.03</b>	<b>2.04</b>	<b>2.71</b>	<b>1.06</b>	<b>4.82</b>	<b>50.16</b>
<b>Montastraea cavernosa</b>	<b>1.98</b>	<b>1.14</b>	<b>2.62</b>	<b>1.38</b>	<b>4.66</b>	<b>54.81</b>
<b>Pseudodiploria clivosa</b>	<b>0.33</b>	<b>1.4</b>	<b>2.15</b>	<b>1.26</b>	<b>3.82</b>	<b>58.63</b>

**Tabla 32.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina Mahahual frente 2001/2011.

Mahahual frente 2001

Mahahual frente 2011

Promedio de disimilaridad=80.72

<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Diss</b>	<b>Diss/SD</b>	<b>Contrib%</b>	<b>Cum.%</b>
<b>Scolymia</b>	<b>0</b>	<b>2.6</b>	<b>5.06</b>	<b>1.07</b>	<b>6.27</b>	<b>6.27</b>
<b>Porites astreoides</b>	<b>3.06</b>	<b>0.13</b>	<b>4.64</b>	<b>1.21</b>	<b>5.75</b>	<b>12.02</b>
<b>Montastraea cavernosa</b>	<b>2.53</b>	<b>0</b>	<b>4.47</b>	<b>2.17</b>	<b>5.53</b>	<b>17.55</b>
<b>Siderastrea siderea</b>	<b>2.72</b>	<b>2.35</b>	<b>3.97</b>	<b>1.35</b>	<b>4.91</b>	<b>22.46</b>
<b>Millepora alcicornis</b>	<b>2.67</b>	<b>0.61</b>	<b>3.92</b>	<b>1.65</b>	<b>4.86</b>	<b>27.32</b>
<b>Undaria agaricites</b>	<b>2.57</b>	<b>0.13</b>	<b>3.89</b>	<b>1.84</b>	<b>4.82</b>	<b>32.14</b>
<b>Madracis mirabilis</b>	<b>0.43</b>	<b>2.01</b>	<b>3.54</b>	<b>0.81</b>	<b>4.38</b>	<b>36.52</b>
<b>Pseudodiploria strigosa</b>	<b>2.2</b>	<b>0.18</b>	<b>3.43</b>	<b>1.47</b>	<b>4.25</b>	<b>40.77</b>
<b>Mycetophilia aliciae</b>	<b>0.13</b>	<b>1.95</b>	<b>3.41</b>	<b>1.24</b>	<b>4.22</b>	<b>44.99</b>
<b>Orbicella faveolata</b>	<b>2.27</b>	<b>0.13</b>	<b>3.39</b>	<b>1.88</b>	<b>4.2</b>	<b>49.19</b>
<b>Undaria tenuifolia</b>	<b>2.36</b>	<b>0.43</b>	<b>3.23</b>	<b>1.51</b>	<b>4</b>	<b>53.2</b>
<b>Orbicella annularis</b>	<b>2.18</b>	<b>0.66</b>	<b>3.23</b>	<b>1.12</b>	<b>4</b>	<b>57.19</b>
<b>Millepora complanata</b>	<b>1.48</b>	<b>1.47</b>	<b>2.88</b>	<b>1.19</b>	<b>3.57</b>	<b>60.76</b>
<b>Meandrina meandrites</b>	<b>0.95</b>	<b>1.58</b>	<b>2.7</b>	<b>1.23</b>	<b>3.34</b>	<b>64.1</b>
<b>Agaricia fragilis</b>	<b>0.98</b>	<b>1.06</b>	<b>2.65</b>	<b>1</b>	<b>3.28</b>	<b>67.38</b>
<b>Acropora cervicornis</b>	<b>0.98</b>	<b>1.07</b>	<b>2.28</b>	<b>0.98</b>	<b>2.83</b>	<b>70.21</b>
<b>Porites furcata</b>	<b>1.09</b>	<b>0.71</b>	<b>2.13</b>	<b>0.91</b>	<b>2.64</b>	<b>72.85</b>
<b>Porites</b>	<b>1.19</b>	<b>0</b>	<b>1.82</b>	<b>1.46</b>	<b>2.26</b>	<b>75.11</b>
<b>Diploria labrythiformis</b>	<b>1.23</b>	<b>0.13</b>	<b>1.81</b>	<b>1.12</b>	<b>2.25</b>	<b>77.35</b>
<b>Mycetophilia ferox</b>	<b>0.13</b>	<b>1.03</b>	<b>1.64</b>	<b>0.73</b>	<b>2.03</b>	<b>79.39</b>

**Tabla 33.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina Akumal pendiente 2000/2010.

Akumal pendiente 2000

Akumal pendiente 2010  
 Promedio de disimilaridad=42.24

Especies	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Porites astreoides	3.65	5.15	3.01	1.32	7.12	7.12
Porites furcata	0.64	2.43	2.64	2.25	6.24	13.37
Porites porites	3.86	2.27	2.48	2.11	5.88	19.25
Porites divaricata	1.13	2.43	2.41	1.87	5.7	24.95
Orbicella faveolata	4.5	3.86	1.76	1.18	4.17	29.11
Millepora alcicornis	1.51	0.33	1.72	1.32	4.07	33.19
Undaria agaricites	3.81	2.97	1.66	1.19	3.92	37.11
Montastraea annularis	2.62	3.2	1.65	1.47	3.91	41.02
Acropora cervicornis	0.68	1.84	1.61	1.41	3.81	44.82
Colpophyllia nathans	0.76	1.73	1.43	1.4	3.39	48.21
Madracis decactis	1.14	0.16	1.39	1.42	3.3	51.51
Orbicella franksi	0.52	0.91	1.28	1.02	3.03	54.54
Montastraea cavernosa	1.4	1.62	1.27	1.21	3.01	57.55
Agaricia fragilis	0.64	0.98	1.17	1.22	2.77	60.32
Mycetophilia aliciae	0.22	1.01	1.15	1.52	2.72	63.04
Undaria tenuifolia	2.12	2.04	1.14	1.3	2.7	65.74
Mycetophilia lamarckiana	0.77	0.78	1.11	1.18	2.62	68.37
Meandrina meandrites	0.88	0.44	1.09	1.22	2.58	70.94
Pseudodiploria strigosa	0.88	0.78	1.05	1.27	2.5	73.44
Undaria humilis	0.83	0.16	1.03	1.25	2.45	75.88
Siderastrea siderea	0.65	0.92	0.98	1.2	2.31	78.2
Madracis aurentera	0	0.73	0.98	1.06	2.31	80.51
Madracis mirabilis	0	0.66	0.96	0.69	2.27	82.78
Helioseris cucullata	0.11	0.72	0.89	1.03	2.11	84.89
Diploria labrythiformis	0.6	0.57	0.87	1.14	2.07	86.96
Agaricia lamarcki	0.33	0.44	0.64	0.94	1.51	88.47

**Tabla 34.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina Mahahual pendiente 2001/2011.

Mahahual pendiente 2001

Mahahual pendiente 2011  
 Promedio de disimilaridad=80.72

Especies	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Undaria agaricitis	4.57	0	6.74	4.1	9.11	9.11
Orbicella faveolata	3.99	0	5.92	2.42	8	17.12
Montastraea cavernosa	3.04	0	4.58	2.48	6.2	23.31
Siderastrea siderea	1.64	4.79	4.28	1.82	5.79	29.1
Mycetophyllia aliciae	0.63	3.3	4.01	1.8	5.42	34.53
Montastraea franksi	2.47	0	3.65	1.62	4.94	39.47
Porites astreoides	3.3	0.89	3.58	2.04	4.84	44.3
Scolymia	0	2.24	3.27	6.48	4.42	48.72
Undaria tenuifolia	1.96	0.2	2.58	1.74	3.49	52.22
Millepora alcicornis	2.41	1.49	2.58	1.59	3.49	55.7
Montastraea annularis	2.27	1	2.51	1.22	3.39	59.1
Meandrina meandrites	1.32	1.99	2.2	1.34	2.97	62.07
Agaricia fragilis	1.37	0	1.91	1.66	2.59	64.66
Millepora complanata	0.8	1.12	1.88	0.91	2.54	67.2
Madracis mirabilis	0.8	1.15	1.88	1.22	2.54	69.73
Porites divaricata	1.23	0	1.84	1.53	2.49	72.22
Porites furcata	1.19	0	1.83	1.11	2.48	74.7
Acropora cervicornis	1.23	0.77	1.65	1.26	2.23	76.93
Diploria labrythiformis	0.97	0	1.47	1.8	1.99	78.92
Colpophyllia nathans	1.54	0.77	1.44	1.26	1.94	80.86
Madracis aurentera	1.05	1.37	1.43	1.4	1.93	82.79
Agaricia grahamae/undata	0.88	0	1.3	1.06	1.76	84.55
Diploria strigosa	0.93	0	1.28	1.06	1.73	86.28
Porites	0.8	0	1.13	1.09	1.53	87.81
Madracis fromosa	0.75	0	1.08	1.12	1.47	89.27
Undaria humilis	0.45	0.4	0.96	0.92	1.3	90.58

**Anexo 5.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria entre sitios Akumal, Mahahual.

**Tabla 35.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina Akumal frente-Mahahual frente 2000/2001.

Akumal frente 2000  
 Mahahual frente 2001  
 Promedio de disimilaridad=80.72

Especies	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Porites astreoides	2.98	3.06	3.85	1.25	7.27	7.27
Orbicella annularis	3.23	2.18	3.67	1.16	6.93	14.2
Undaria agaricites	2.2	2.57	3.66	1.33	6.92	21.11
Millepora alcicornis	0.87	2.67	3.14	1.87	5.94	27.05
Diploria strigosa	2.3	2.2	2.74	1.04	5.18	32.22
Montastraea cavernosa	1.14	2.53	2.7	1.32	5.1	37.33
Siderastrea siderea	2.38	2.72	2.5	1.35	4.72	42.05
Orbicella faveolata	2.92	2.27	2.48	0.81	4.68	46.72
Undaria tenuifolia	2.04	2.36	2.45	1.15	4.63	51.35
Millepora complanata	0.29	1.48	2.35	1.07	4.44	55.79
Porites furcata	0.97	1.09	1.98	1.22	3.74	59.53

**Tabla 36.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina Akumal frente-Mahahual frente 2010/2011.

Akumal frente 2010  
 Mahahual frente 2011  
 Promedio de disimilaridad=82.29

Especies	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Siderastrea siderea	3.34	2.35	5.69	1.16	6.91	6.91
Scolymia	0.24	2.6	5.49	1.13	6.67	13.58
Porites astreoides	2.71	0.13	4.84	1.95	5.88	19.46
Undaria agaricites	2.79	0.13	4.68	1.33	5.69	25.15
Madracis mirabilis	0	2.01	4.52	1.02	5.5	30.64
Mycetophilia aliciae	0	1.95	4.02	1.45	4.89	35.53
Montastraea cavernosa	1.98	0	3.56	1.8	4.33	39.86
Siderastrea radians	1.88	0.13	3.54	1.39	4.3	44.16
Pseudodiploria strigosa	1.93	0.18	3.51	1.5	4.27	48.43
Meandrina meandrites	0.41	1.58	2.95	0.94	3.58	52.01
Millepora complanata	0.33	1.47	2.85	1.04	3.46	55.47
Agaricia fragilis	0.77	1.06	2.81	0.82	3.41	58.88
Millepora alcicornis	1.44	0.61	2.73	1.57	3.31	62.19

<b>Orbicella annularis</b>	<b>1.4</b>	<b>0.66</b>	<b>2.65</b>	<b>0.93</b>	<b>3.21</b>	<b>65.41</b>
<b>Orbicella faveolata</b>	<b>1.48</b>	<b>0.13</b>	<b>2.44</b>	<b>0.99</b>	<b>2.96</b>	<b>68.37</b>
<b>Acropora cervicornis</b>	<b>0.67</b>	<b>1.07</b>	<b>2.31</b>	<b>1.04</b>	<b>2.81</b>	<b>71.17</b>
<b>Agaricia lamarcki</b>	<b>0.5</b>	<b>0.83</b>	<b>2.07</b>	<b>0.75</b>	<b>2.52</b>	<b>73.69</b>
<b>Undaria tenuifolia</b>	<b>1.03</b>	<b>0.43</b>	<b>1.94</b>	<b>1.17</b>	<b>2.36</b>	<b>76.05</b>
<b>Mycetophilia ferox</b>	<b>0</b>	<b>1.03</b>	<b>1.78</b>	<b>0.69</b>	<b>2.17</b>	<b>78.22</b>
<b>Stephanocoenia interespta</b>	<b>0.17</b>	<b>0.91</b>	<b>1.75</b>	<b>1.05</b>	<b>2.13</b>	<b>80.35</b>
<b>Porites</b>	<b>0.99</b>	<b>0</b>	<b>1.63</b>	<b>0.93</b>	<b>1.99</b>	<b>82.34</b>

**Tabla 37.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina Akumal pendiente-Mahahual pendiente 2000/2001.

Akumal pendiente 2000

Mahahual pendiente 2001

Promedio de disimilaridad=41.03

<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Diss</b>	<b>Diss/SD</b>	<b>Contrib%</b>	<b>Cum.%</b>
<b>Millepora alcicornis</b>	<b>0.33</b>	<b>2.41</b>	<b>2.59</b>	<b>1.39</b>	<b>6.31</b>	<b>6.31</b>
<b>Porites astreoides</b>	<b>5.15</b>	<b>3.3</b>	<b>2.43</b>	<b>1.53</b>	<b>5.91</b>	<b>12.22</b>
<b>Orbicella franksi</b>	<b>0.91</b>	<b>2.47</b>	<b>2.39</b>	<b>1.53</b>	<b>5.82</b>	<b>18.05</b>
<b>Montastraea cavernosa</b>	<b>1.62</b>	<b>3.04</b>	<b>2.07</b>	<b>1.5</b>	<b>5.04</b>	<b>23.08</b>
<b>Undaria agaricites</b>	<b>2.97</b>	<b>4.57</b>	<b>2</b>	<b>1.25</b>	<b>4.88</b>	<b>27.97</b>
<b>Montastraea faveolata</b>	<b>3.86</b>	<b>3.99</b>	<b>1.97</b>	<b>1.39</b>	<b>4.81</b>	<b>32.78</b>
<b>Porites porites</b>	<b>2.27</b>	<b>0.8</b>	<b>1.8</b>	<b>1.72</b>	<b>4.38</b>	<b>37.16</b>
<b>Orbicella annularis</b>	<b>3.2</b>	<b>2.27</b>	<b>1.79</b>	<b>1.42</b>	<b>4.36</b>	<b>41.52</b>

**Tabla 38.** Variable de mayor contribución a la diferencia de la estructura comunitaria coralina Akumal pendiente-Mahahual pendiente 2010/2011.

Akumal pendiente 2010

Mahahual pendiente 2011

Promedio de disimilaridad=79.39

<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Diss</b>	<b>Diss/SD</b>	<b>Contrib%</b>	<b>Cum.%</b>
<b>Orbicella faveolata</b>	<b>4.5</b>	<b>0</b>	<b>7.56</b>	<b>4.75</b>	<b>9.52</b>	<b>9.52</b>
<b>Siderastrea siderea</b>	<b>0.65</b>	<b>4.79</b>	<b>6.57</b>	<b>2.51</b>	<b>8.28</b>	<b>17.79</b>
<b>Porites porites</b>	<b>3.86</b>	<b>0</b>	<b>6.46</b>	<b>2.89</b>	<b>8.14</b>	<b>25.93</b>
<b>Undaria agaricites</b>	<b>3.81</b>	<b>0</b>	<b>6.34</b>	<b>3.89</b>	<b>7.99</b>	<b>33.92</b>
<b>Mycetophilia aliciae</b>	<b>0.22</b>	<b>3.3</b>	<b>4.89</b>	<b>1.8</b>	<b>6.16</b>	<b>40.09</b>
<b>Porites astreoides</b>	<b>3.65</b>	<b>0.89</b>	<b>4.83</b>	<b>1.71</b>	<b>6.09</b>	<b>46.17</b>
<b>Undaria tenuifolia</b>	<b>2.12</b>	<b>0.2</b>	<b>3.36</b>	<b>1.93</b>	<b>4.24</b>	<b>50.41</b>

<b>Scolymia</b>	<b>0.38</b>	<b>2.24</b>	<b>3.12</b>	<b>2.6</b>	<b>3.93</b>	<b>54.33</b>
<b>Orbicella annularis</b>	<b>2.62</b>	<b>1</b>	<b>3.03</b>	<b>1.68</b>	<b>3.82</b>	<b>58.15</b>
<b>Meandrina meandrites</b>	<b>0.88</b>	<b>1.99</b>	<b>2.71</b>	<b>1.35</b>	<b>3.42</b>	<b>61.56</b>
<b>Montastraea cavernosa</b>	<b>1.4</b>	<b>0</b>	<b>2.44</b>	<b>1.49</b>	<b>3.08</b>	<b>64.64</b>
<b>Madracis aurentera</b>	<b>0</b>	<b>1.37</b>	<b>2.17</b>	<b>2.71</b>	<b>2.74</b>	<b>67.38</b>
<b>Porites divaricata</b>	<b>1.13</b>	<b>0</b>	<b>1.92</b>	<b>0.76</b>	<b>2.42</b>	<b>69.8</b>
<b>Madracis mirabilis</b>	<b>0</b>	<b>1.15</b>	<b>1.89</b>	<b>0.79</b>	<b>2.38</b>	<b>72.18</b>
<b>Madracis decactis</b>	<b>1.14</b>	<b>0</b>	<b>1.86</b>	<b>1.46</b>	<b>2.35</b>	<b>74.53</b>
<b>Millepora alcicornis</b>	<b>1.51</b>	<b>1.49</b>	<b>1.66</b>	<b>1.32</b>	<b>2.09</b>	<b>76.62</b>
<b>Millepora complanata</b>	<b>0.16</b>	<b>1.12</b>	<b>1.62</b>	<b>0.72</b>	<b>2.05</b>	<b>78.67</b>
<b>Pseudodiploria strigosa</b>	<b>0.88</b>	<b>0</b>	<b>1.43</b>	<b>1.25</b>	<b>1.8</b>	<b>80.47</b>

**Anexo 6** .Prueba de Wilcoxon para medir diferencias significativas de diversidad en el tiempo.

**Tabla 39.** Prueba estadística de Wilcoxon Akumal, Mahahual, en el tiempo.

<b>Sitio</b>	<b>Zona</b>	<b>V=</b>	<b>p-valor</b>	<b>95 intervalo de confianza</b>	<b>(pseudo)mediana</b>
<b>Akumal</b>	<b>Frente 2000-2010</b>	<b>12</b>	<b>0.7532</b>	<b>-0.26/1.17</b>	<b>0.28</b>
	<b>Pendiente 2000-2010</b>	<b>29</b>	<b>0.4413</b>	<b>-0.133/0.71</b>	<b>0.097</b>
<b>Mahahual</b>	<b>Frente 2001-2011</b>	<b>21</b>	<b>0.02771</b>	<b>0.889/1.838</b>	<b>1.71</b>
	<b>Pendiente 2001-2011</b>	<b>45</b>	<b>0.0087686</b>	<b>1.00/1.86</b>	<b>1.62</b>

**Anexo 7.** Jerarquía de la conducta agresiva de las especies de coral del Caribe (Rev.Biol . Trop).

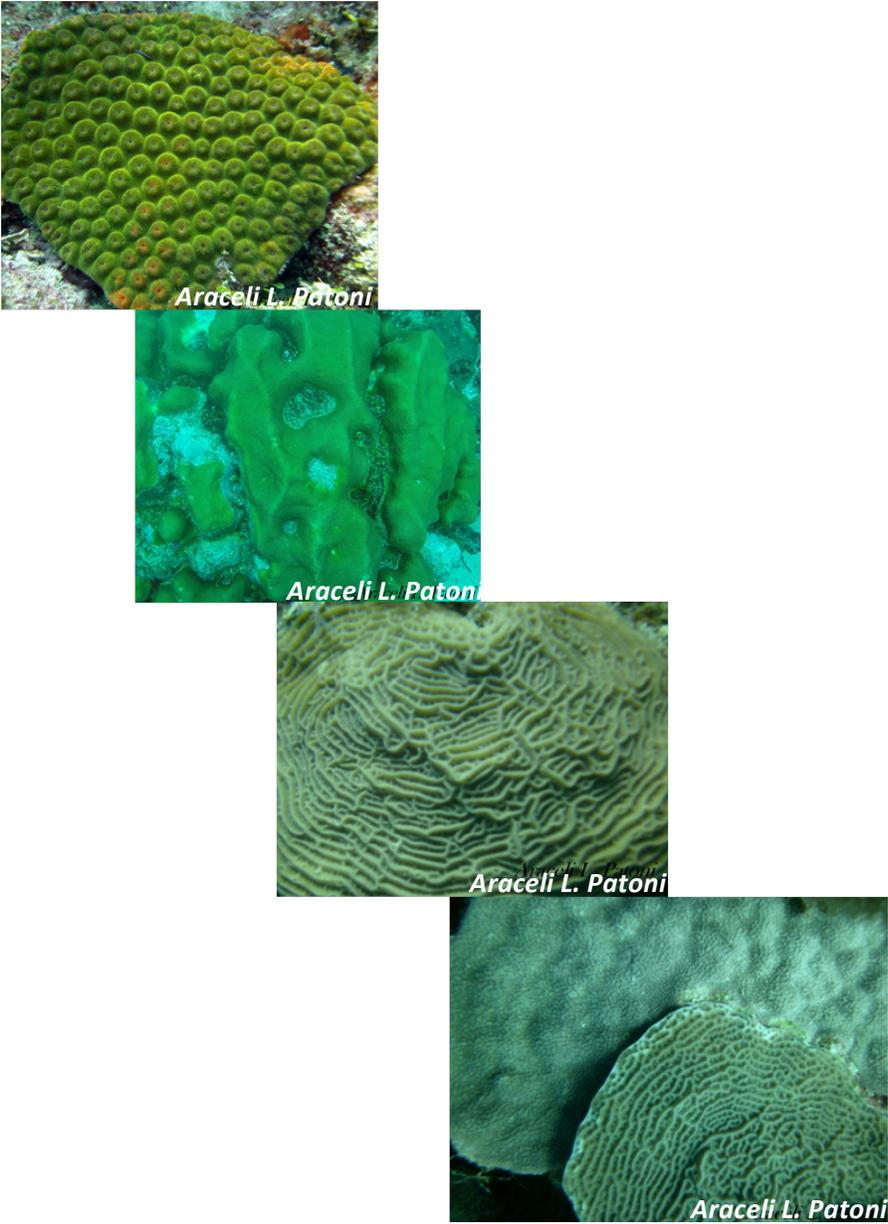


Figura 70 Anexo 7. Comportamiento agresivo entre géneros, parte superior esta la más agresiva, y en la parte inferior la menos agresiva.

**Anexo 8.** Índice del estado de condición por transecto Akumal frente y pendiente, Mahahual frente y pendiente.

**Tabla 40.** Índice de estado de condición por transecto Akumal frente, pendiente 2000-2010.

	IEC 2000	IEC 2010
Akumal frente	2.33	1.33
Akumal frente	2.67	1.33
Akumal frente	3.33	1.33
Akumal frente	3.00	1.33
Akumal frente	2.67	1.33
Akumal frente	2.67	1.00
Akumal frente	3.00	1.33
Akumal frente	2.67	1.67
Akumal frente	3.33	1.33
Akumal frente	3.00	1.67
Akumal frente	2.67	1.33
Akumal frente	3.33	1.67
Promedio	2.89	1.39
Des.estandar	0.314269681	0.184256933

	IEC 2000	IEC 2010
Akumal pendiente	2.33	2.00
Akumal pendiente	2.67	1.67
Akumal pendiente	2.67	1.67
Akumal pendiente	2.00	1.67
Akumal pendiente	2.00	1.33
Akumal pendiente	2.33	1.33
Akumal pendiente	1.67	1.67
Akumal pendiente	1.67	1.33
Akumal pendiente	2.33	1.67
Akumal pendiente	2.33	1.67
Akumal pendiente	2.33	1.33
Promedio	2.21	1.58
Des. Estandar	0.33	0.21

**Tabla 41.** Índice de estado de condición por transecto Mahahual frente, pendiente 2001-2011.

	IEC 2001	IEC 2011
Mahahual frente	1.67	1.33
Mahahual frente	2.67	1.33
Mahahual frente	2.33	1.00
Mahahual frente	4.00	1.33
Mahahual frente	2.33	1.67
Mahahual frente	2.33	1.67
Mahahual frente	1.67	1.67
Promedio	2.43	1.43
Des. Estandar	0.73	0.23

	IEC 2001	IEC 2011
Mahahual pendiente	2.33	1.00
Mahahual pendiente	2.00	1.67
Mahahual pendiente	2.00	1.33
Mahahual pendiente	2.00	1.67
Mahahual pendiente	2.33	1.33
Mahahual pendiente	2.67	1.67
Promedio	2.17	1.50
Des. Estandar	0.24	0.24

**Anexo 9.** Colonias afectadas por blanqueamiento en el arrecife de Akumal 2000-2010.

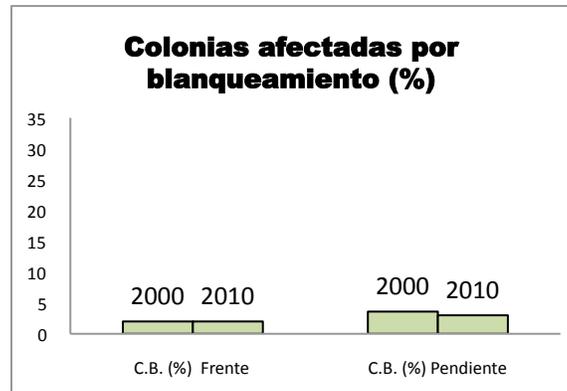


Figura 71 Anexo 9. Colonias afectadas por blanqueamiento en Akumal 2000-2010.

**Anexo 10.** Colonias afectadas por blanqueamiento en el arrecife de Mahahual 2001-2011.

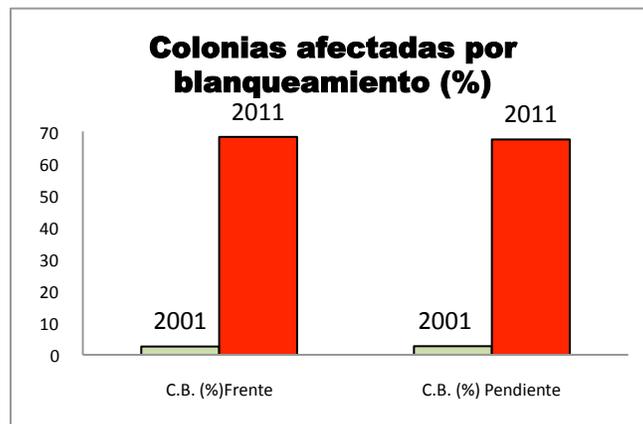


Figura 72. Anexo 10. Colonias afectadas por blanqueamiento en Mahahual 2000-2010.

**Anexo 11.** Prueba de Wilcoxon para medir diferencias significativas del índice de estructura arrecifal en el tiempo.

**Tabla 42.** Prueba de Wilcoxon.

Sitio	Zona	V=	p-valor	95 intervalo de confianza	(pseudo)mediana
Akumal	Frente 2000-2010	21	0.02771	0.94 /6.09	2.75
	Pendiente 2000-2010	42	0.02088	0.53/9.96	4.78
Mahahual	Frente 2001-2011	35	0.017	2.61/19.70	10.25
	Pendiente 2001-2011	14	0.07962	2.03/24.27	8.07

**Anexo 12.** Prueba de Wilcoxon para medir diferencias significativas del índice de estructura arrecifal en el tiempo.

**Tabla 43.** Prueba de Wilcoxon.

Sitio	Zona	V=	p-valor	95 intervalo de confianza	(pseudo)mediana
Akumal	Frente 2000-2010	78	0.002089	1.33 /1.67	1.5
	Pendiente 2000-2010	36	0.01121	0.33/ 0.83	0.67
Mahahual	Frente 2001-2011	21	0.02728	0.49/ 2.00	1
	Pendiente 2001-2011	15	0.03936	0.33 /0.83	0.49

**Anexo 13.**

**Tabla 44.** Características de las imágenes Landsat obtenidas para el área de Mahahual se observan en azul las imágenes utilizadas para este objetivo.

Escena	Año	Mes	sitio	Calidad	Nubes
L5019047_04720000328	2000	Mar	Mahahual	7%	0
L5019047_04720001209	2000		Mahahual	9	0
L71019047_04720011204	2001	Dec	Mahahual	9	17
L71019047_04720010307	2001	Mar	Mahahual	9	0
L71019047_04720020817	2002	Aug	Mahahual	9	29
LE70190472002101EDC00	2002	Abr	Mahahual	9	21
LE70190472002149EDC00	2002	May	Mahahual	9	27
L7101904704720031023	2003	Oct	Mahahual	9	2
LE70190472003040	2003	Feb	Mahahual	9	16
L7101904704720031226	2003	Dec	Mahahual	9	2
L7101904704720041212	2004	Nov	Mahahual	9	0
L7101904704720041110	2004	Dec	Mahahual	9	1
L7101904704720051028	2005	Oct	Mahahual	9	4
LE70190472005077EDC00	2005		Mahahual		
L7201904704720051012	2005	Otra			
L7101904704720060321	2006	Mar	Mahahual	9	9
LE70190472006256EDC00	2006		Mahahual		
L71019047_04720081105	2007	Abr	Mahahual	9	9
LE70190472007339ASN00	2007		Mahahual		
L7101904704720080817	2008	Nov	Mahahual	9	1
L7101904704720081105	2008	Aug	Mahahual		
L7101904704720091210	2009	Marz	Mahahual	9	10
L7101904704720090313	2009	Dec	Mahahual	9	19
LE70190472009056	2009	Feb	Mahahual	9	16
L7101904704720100401	2010	Abr	Mahahual		

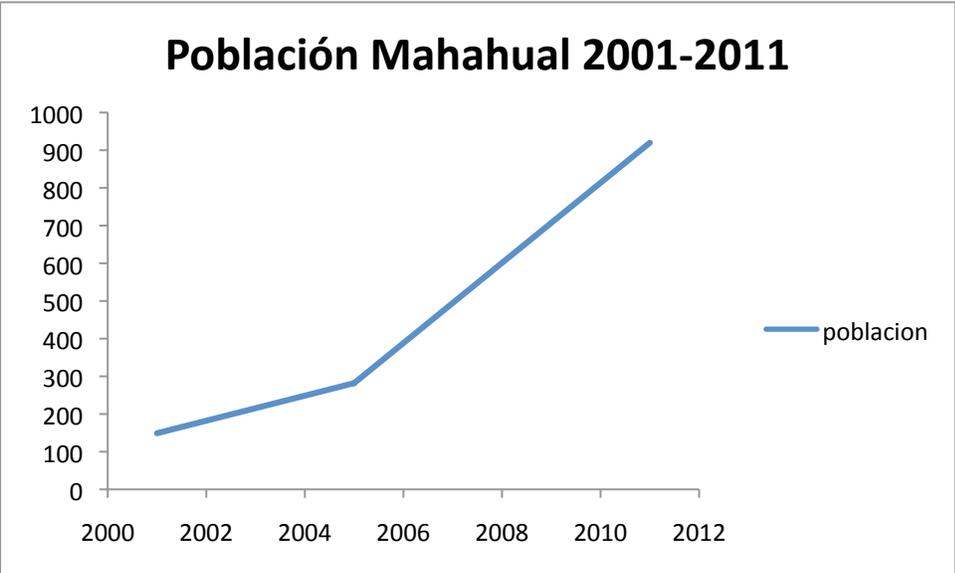
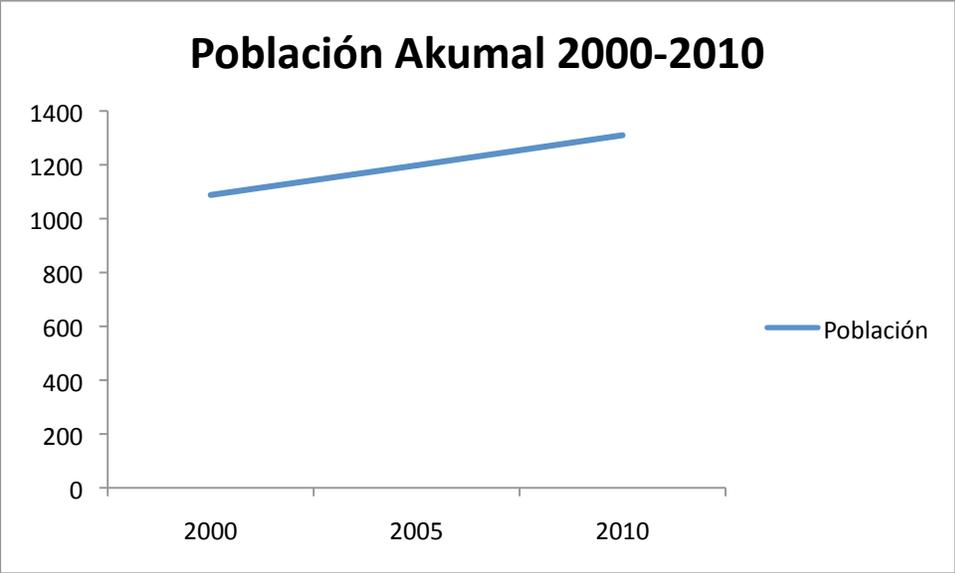
L7101904704720101213	2010	Dec	Mahahual	9	14
L7101904704720110114	2011	Ene	Mahahual		
L7101904704720110927	2011	Sept	Mahahual		

#### Anexo 14.

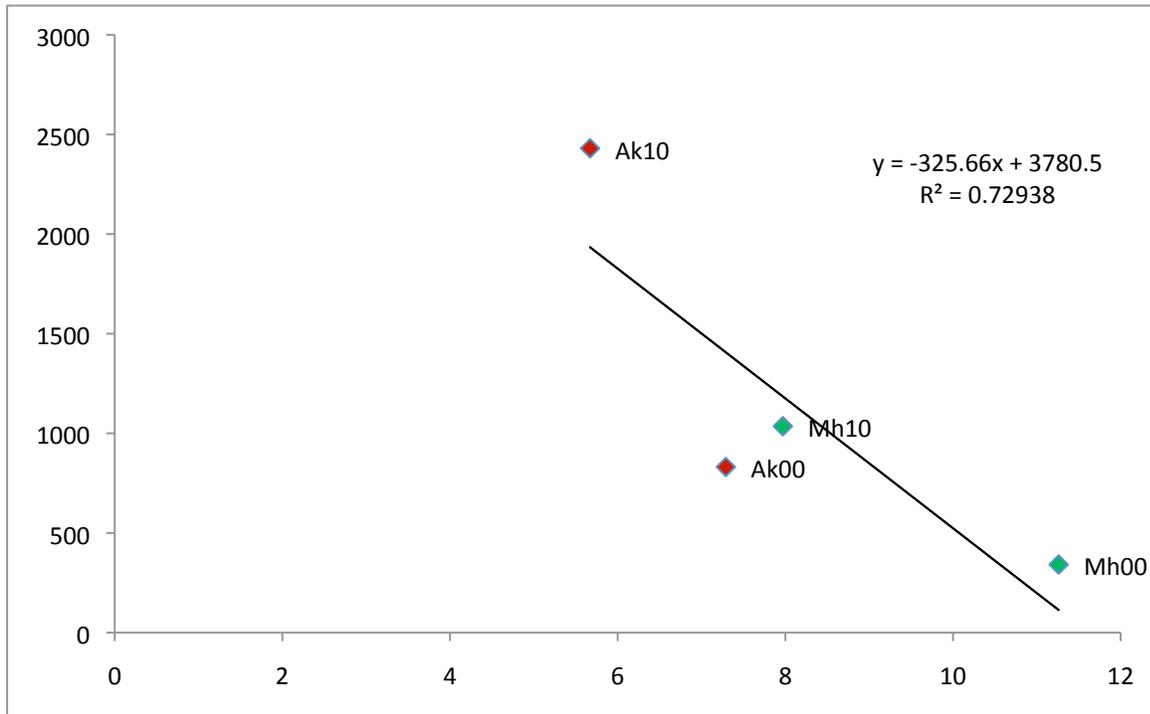
**Tabla 45.** Características de las imágenes Landsat obtenidas para el área de Akumal se observan en rojo las imágenes utilizadas para este objetivo.

Escena	Año	Mes	Sitio	Calidad	Nubes
LE70190462000112	2000	Abr	Akumal	9	3%
LE70190462001066EDC00.tar	2001	Abr	Akumal	9	11
LT50190462000184XXX02.tar	2001	Enero	Akumal	9	0
LE70190462002213EDC00.tar	2002	Julio	Akumal	9	17
LE70190462003104ASN00.tar	2003		Akumal	9	16
LE70190462004219EDC02.tar	2004	Ago	Akumal	10	9
LE70190462004347EDC00	2004	Dec	Akumal	9	3
LE70190462005221EDC00.tar	2005	Ago	Akumal	9	30
LE70190462005077EDC00.tar	2005		Akumal	9	24
LE70190462005301EDC00.tar	2005	Oct	Akumal	9	3
LE70190462005237EDC00.ta	2005	Feb	Akumal		
LE70190462006224EDC00.tar	2006	Feb	Akumal	9	17
LE70190462006032ASN00.tar	2006	Feb	Akumal	9	39
LE70190462006080ASN00.tar	2006		Akumal		
LE70190462006256EDC00.tar	2006	Sep	Akumal		
LE70190462007339ASN00.tar	2007	Dec	Akumal	9	0
LE70190462007291EDC00.tar	2007		Akumal	9	26
LE70190462007131ASN00.tar	2007		Akumal		
LE70190462007243EDC00.tar	2007		Akumal		
LE70190462007099EDC00.tar	2007		Akumal	9	15
LE70190462008342ASN00.tar	2008	Dec	Akumal	9	2
LE70190462008310ASN00.tar	2008	Nov	Akumal	9	5
LE70190462008006ASN00.tar	2008	Enero	Akumal		
LE70190462009024EDC00.tar	2009		Akumal	9	5
LT50190462009032EDC00.tar	2009		Akumal	9	12
LE70190462009248EDC00.tar	2009	Sept	Akumal	9	14
LE70190462009360ASN00.tar	2009				
LE70190462010283EDC00.tar	2010	Oct	Akumal	9	6
LE70190462010059EDC00.tar	2010		Akumal	9	0

**Anexo 15.** Población en los sitios de estudio de Akumal y Mahahaul.



**Anexo 16.** Regresión lineal entre las hectáreas modificadas y el IEA.



$$IEC = 2.31892 - 0.000709795 * \text{hectárea} + 0.000348277 * \text{población}$$

**Anexo 17.** Regresión lineal múltiple, IEC, hectáreas, población.

Fuente	suma de cuadrados	grados de libertad	cuadrado medio	F	valor p
Modelo	0.983148	2	0.446574	1.76	0.2634
Residuales	1.26685	5	0.25337		
<b>Total (Corr)</b>	<b>2.16</b>	<b>7</b>			

**Anexo 18.** Regresión lineal múltiple IEA, hectáreas, población.

Regresión múltiple IEA

Variable dependiente IEA

Fuente	Suma de cuadrados	varianza	Cuadrado medio	F	valor de p
Modelo	205.726	2	102.863	12.85	0.0107

<b>Residuales</b>	<b>40.0256</b>	<b>5</b>	<b>8.00513</b>
<b>Total (Corr)</b>	<b>245.752</b>	<b>7</b>	

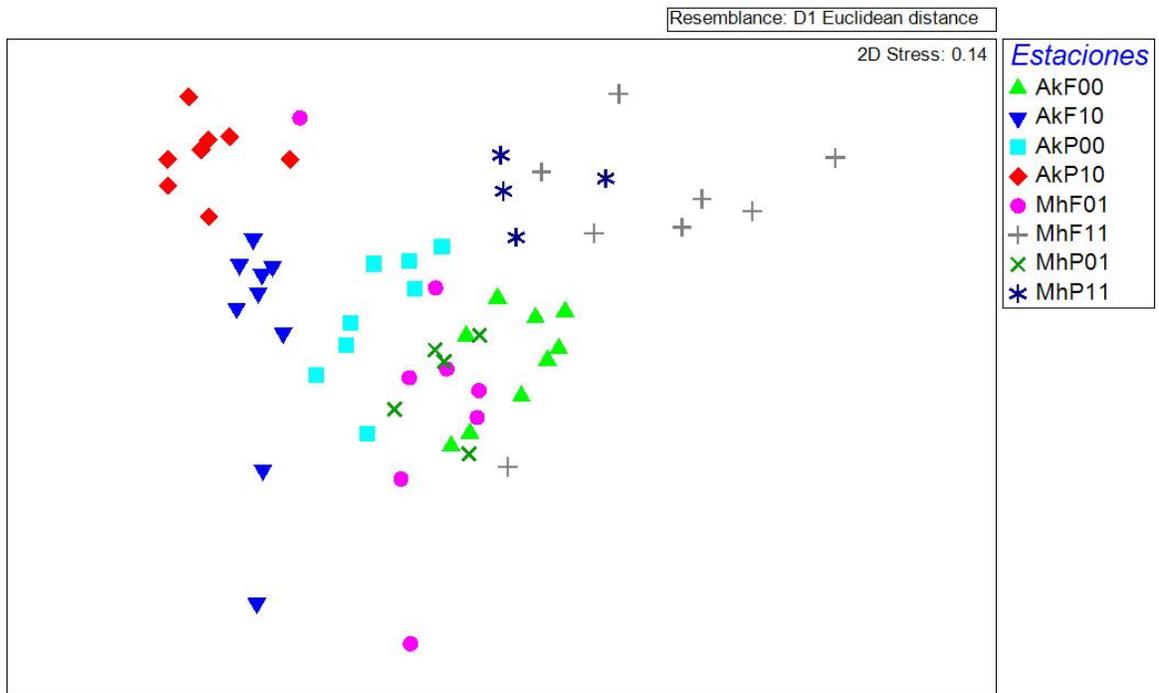
<b>R cuadrada</b>	<b>83.71%</b>
<b>R cuadrada ajustado a grados de libertad</b>	<b>77.1982</b>
<b>Error estándar</b>	<b>1.37421</b>
<b>Media absoluta del error</b>	<b>1.37421</b>
<b>Estadístico de Durbin Watson</b>	<b>1.64196</b>

**Anexo 19.** Regresión población hectáreas.

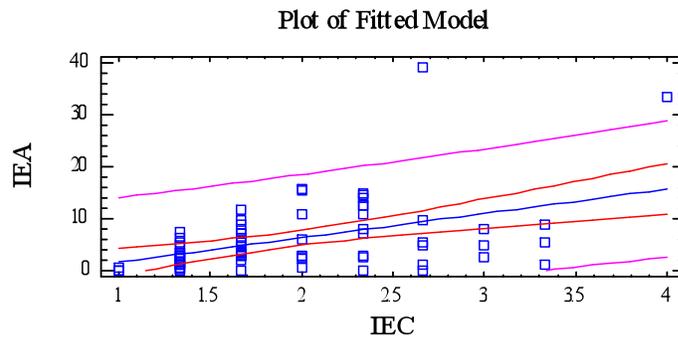
95% de confianza.

<b>Fuente</b>	<b>Suma de cuadrados</b>	<b>varianza</b>	<b>Cuadrado medio</b>	<b>F</b>	<b>valor de p</b>
<b>Modelo</b>	<b>1.93764E6</b>	<b>1</b>	<b>1.93764E6</b>	<b>10.06</b>	<b>0.0193</b>
<b>Residuales</b>	<b>1.15548E6</b>	<b>6</b>	<b>1925800</b>		
<b>Total (Corr)</b>	<b>3.09312E6</b>	<b>7</b>			

**Anexo 20.** MDS con macroalgas



**Anexo 21.** Regresión lineal IEC, IEA



**Anexo 22.** Tasa de extensión, tasa de densidad y tasa de calcificación de los corales hermatípicos.

Género	Especie	TE	TC	TC	Valor Álvarez Filip et al., 2013	
		cm año	g/ cm2 año	kg/m2año		g/ cm2 año
Acropora	cervicornis	10.6368421	20.7950263	207.950263	20.7950263	22.3
Acropora	palmata	6.63	12.0251625	120.251625		22.3
Millepora	complanata	1.30875	2.9708625	29.708625		
Madracis	mirabilis	1.51	2.5066	25.066		
Porites	furcata	2.234	2.3457	23.457		
Porites	porites	1.747875	2.0624925	20.624925		
Montastraea	faveolata	0.85468	1.28757542	12.8757542		13.8
Montastraea	annularis	0.71509924	1.18859082	11.8859082		13.8
Eusmilia	fastigiata	0.7	0.91	9.1		
Montastraea	franksi	0.49957143	0.90922	9.0922		
Montastraea	cavernosa	0.4575	0.7480125	7.480125		
Siderastrea	siderea	0.46252381	0.74235071	7.42350714		
Diploria	labyrinthiformis	0.408	0.65484	6.5484		
Porites	astreoides	0.43622368	0.64685741	6.46857406		6.12
Diploria	strigosa	0.49057143	0.58868571	5.88685714		1.44
Colpophyllia	natans	0.68044444	0.53301481	5.33014813		
Agaricia	agaricites	0.24623077	0.47953442	4.79534423		2.43

Anexo 23. Nuevas lista de IPEEC.



Araceli L. Patoni



Araceli L. Patoni



Araceli L. Patoni



Araceli L. Patoni

Valor ponderación	Especies
1	<i>Acropora Cervicornis</i> <i>Acropora palamta</i>
.55	<i>Orbicella annularis</i> <i>Orbicella faveolata,</i>
.25	<i>Colpophyllia nathans, Dendrogyra cylindrus, Diploria labyrinthiformis,, Pseudodiploria clivosa, Millepora complanata, , Montastraea cavernosa, Orbicella franksi, Siderastrea sidérea.</i>
.15	<i>Agaricia grahamae/undata, Agaricia lamarcki, Agaricia agaricites, Madracis aurentra, Madracis decactis, Madracis Formosa, Madracis marabilis, Meandrina meandrites/jacksoni, Porites porites Porites divaricata, Porites furcata Solenastrea spp, Stephanocoenia intercepta, Undaria tenuifolia, Dichocoenia stokesli, Eusmilia fastigiata, Porites astreoides, Pseudodiploria strigosa..</i>
.1	<i>Agaricia fragilis, Favia fragum, Helioseris cucullata, Isophyllastrea rigida, Isophyllia sinuosa, Millepora alcicornis, Mussa angulosa, Mycetophyllia lamarckiana, Mycetophyllia aliciae, Mycetophyllia ferox, Scolymia sp., Siderastrea radians, Undaria humilis.</i>

