



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**EVALUACIÓN Y PRIORIZACIÓN DE ACCIONES DE
RESTAURACIÓN EN ARRECIFES CORALINOS APLICANDO EL
REEF-RECOVERY WHEEL**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

PRESENTA:

BIOL. MAR. ASTRID DANIELA SANTANA CISNEROS

TUTOR PRINCIPAL:

DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ

UMDI-SISAL, FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

UNIDAD ACADÉMICA DE SISTEMAS ARRECIFALES, PUERTO MORELOS

DR. RODOLFO RIOJA NIETO

UMDI-SISAL, FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

DRA. ALMA PAOLA RODRÍGUEZ TRONCOSO

CENTRO UNIVERSITARIO DE LA COSTA

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA, PUERTO VALLARTA

DR. JUAN PABLO CARRICART GANIVET

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

UNIDAD ACADÉMICA DE SISTEMAS ARRECIFALES, PUERTO MORELOS

ASESORA EXTERNA:

DRA. AURORA CLAUDIA PADILLA SOUZA

INSTITUTO NACIONAL DE PESCA Y ACUACULTURA, PUERTO MORELOS

SISAL, YUCATAN, MÉXICO, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



EVALUACIÓN Y PRIORIZACIÓN DE ACCIONES DE RESTAURACIÓN EN ARRECIFES CORALINOS APLICANDO EL REEF-RECOVERY WHEEL

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

**PRESENTA:
BIOL. MAR. ASTRID DANIELA SANTANA CISNEROS**

**TUTOR PRINCIPAL:
DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ
UMDI-SISAL, FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

**COMITÉ TUTOR:
DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA DE SISTEMAS ARRECIFALES, PUERTO MORELOS**

**DR. RODOLFO RIOJA NIETO
UMDI-SISAL, FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

**DRA. ALMA PAOLA RODRÍGUEZ TRONCOSO
CENTRO UNIVERSITARIO DE LA COSTA
UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA, PUERTO VALLARTA**

**DR. JUAN PABLO CARRICART GANIVET
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA DE SISTEMAS ARRECIFALES, PUERTO MORELOS**

**ASESORA EXTERNA:
DRA. AURORA CLAUDIA PADILLA SOUZA
INSTITUTO NACIONAL DE PESCA Y ACUACULTURA, PUERTO MORELOS**

SISAL, YUCATAN, MÉXICO, 2023

DEDICATORIA

Para mi familia

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) a través del Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología (PCML) por las facilidades e infraestructura necesaria para la elaboración de mi investigación.

A CONACYT por la beca de maestría otorgada los dos años, para poder enfocarme al 100% en mi trabajo de investigación.

Al Dr. Rodrigo Garza Pérez, por su tutoría, apoyo y enseñanzas, por brindarme su amistad y la confianza para acercarme a usted con cualquier duda, por su paciencia para guiarme a través de las revisiones a mejorar mis aptitudes para la tesis y crecer profesionalmente. Gracias por sus pláticas y apoyo en las cuestiones académicas y personales. También por integrarme a su proyecto y darme la oportunidad de ser parte del PIESACOM. Agradezco mucho haber trabajado con usted en la maestría y espero que continuemos con futuros proyectos.

A la Dra. Claudia Padilla Souza por su dirección, enseñanzas, y sus críticas constructivas. Por brindarme la oportunidad de poder realizar este trabajo de investigación, con un tema que me encanta. Agradezco mucho que me haya dado la confianza de desarrollar este tema que inicio en el INAPESCA y que terminó siendo una tesis con gran potencial para la restauración de corales.

A los integrantes de mi comité tutorial, Dr. Lorenzo Álvarez Filip, Dr. Rodolfo Rioja Nieto, Dra. Alma Paola Rodríguez Troncoso, Dr. Juan Pablo Carricart Ganivet y a la Dra. Claudia Padilla Souza, por las revisiones, sugerencias y comentarios que le dieron fortaleza a este trabajo y a mi preparación como profesional.

Al Centro Ukana I Akumal A.C. -CEA- (Hector Lizárraga, Iván Penié, Baruch Figueroa) por el apoyo logístico durante las salidas de campo.

Al Akumal Dive Center (Gerardo Orozco, Rafaella Veltri) por el apoyo en actividades de buceo en Akumal.

A Pablo López, que siempre me has apoyado en todas mis decisiones, en los momentos difíciles y alegres. Has sido y serás siempre de las personas más importantes de mi vida, gracias por todo.

A Juan Vázquez, por las asesorías, con esas horas de chisme y de enseñanza. Gracias por el apoyo para terminar esta tesis.

A todo el equipo de PIESACOM, las buenas energías y apoyo durante el trabajo de escritorio y de campo, me llevo una excelente amistad y buenos recuerdos.

A mis padres porque sin ellos no sería la persona que soy ahora, por todo su amor, apoyo, enseñanzas y paciencia.

ÍNDICE

RESUMEN	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUCCIÓN.....	9
2. MARCO TEÓRICO	11
2.1 RESTAURACIÓN EN ARRECIFES DE CORAL	11
2.2. CARACTERIZACIÓN DE ARRECIFES	13
2.3. SELECCIÓN DE SITIO PARA RESTAURACIÓN DE CORALES.....	14
3. ANTECEDENTES	15
3.1. ALGUNOS PROYECTOS DE RESTAURACIÓN EN ARRECIFES CORALINOS EN EL CARIBE	15
3.2 MONITOREO DE ACCIONES DE RESTAURACIÓN	17
3.2.1. Métodos para evaluar la restauración en arrecifes coralinos.....	18
3.2.2. Estándares de la Sociedad de Restauración Ecológica (SER) para la práctica de la restauración ecológica. .	20
3.2.3. Implementación de la Recovery Wheel en Arrecifes Coralinos	22
4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	23
5. JUSTIFICACIÓN	23
6. OBJETIVOS	24
7. MATERIALES Y MÉTODOS.....	24
7.1 DESARROLLO DE LOS ATRIBUTOS Y ESCALAS DE LA REEF RECOVERY WHEEL.....	24
7.2 GENERACIÓN DE MODELO DE REFERENCIA	26
7.3 PRUEBA PILOTO R-RW	26
7.4. MODELO DE CLASIFICACIÓN PARA CATEGORIZAR SITIOS DE RESTAURACIÓN CON BASE A LOS SUB-ATRIBUTOS DE LA REEF-RECOVERY WHEEL.....	27
7.5. CARACTERIZACIÓN Y APLICACIÓN DE LA REEF-RECOVERY WHEEL EN EL ARRECIFE DE AKUMAL, QUINTANA ROO.	30
7.6 CLASIFICACIÓN DE SITIOS PARA RESTAURACIÓN EN EL ARRECIFE DE AKUMAL	32
8. RESULTADOS	32
8.1 DESARROLLO DE LOS ATRIBUTOS Y ESCALAS DE LA REEF RECOVERY WHEEL.....	32
8.1.1 Ausencia de amenazas:.....	37
8.1.2. Condiciones físicas:	39
8.1.3 Composición de especies:	41
8.1.4 Diversidad estructural:.....	45
8.1.5 Funciones ecosistémicas	46
8.1.6 Intercambios externos	48
8.2 DEFINICIÓN DEL MODELO TEÓRICO DE REFERENCIA	51
8.3 RESULTADOS DE PRUEBA PILOTO DE R-RW	52
8.4 MODELO DE CLASIFICACIÓN PARA CATEGORIZAR SITIOS DE RESTAURACIÓN CON BASE A LOS SUB-ATRIBUTOS DE LA REEF-RECOVERY WHEEL.....	55
8.5. CARACTERIZACIÓN Y APLICACIÓN DE LA REEF-RECOVERY WHEEL EN EL ARRECIFE DE AKUMAL, QUINTANA ROO	58
8.5.1 Cobertura bentónica.....	58
8.5.2. Abundancia relativa de las colonias	60
8.5.3. Condición de las colonias	63
8.5.4 Aplicación de la R-RW a los sitios muestreados de Akumal.....	64
8.6 CLASIFICACIÓN DE SITIOS PARA RESTAURACIÓN EN EL ARRECIFE DE AKUMAL	68
9. DISCUSIÓN.....	71
9.1 JUSTIFICACIÓN DE LOS SUB-ATRIBUTOS	72
9.2 MODELO DE REFERENCIA	74
9.3 RESULTADOS DE LA PRUEBA PILOTO, COMPARACIÓN DE LAS RUEDAS	76
9.4 MODELO DE CLASIFICACIÓN PARA SELECCIONAR SITIOS PARA RESTAURACIÓN	79
9.5 PRIORIZACIÓN DE SITIOS DE RESTAURACIÓN ACTIVA EN AKUMAL.....	81
10. CONCLUSIONES	83
11. RECOMENDACIONES.....	84
12. REFERENCIAS.....	88
ANEXOS.....	112

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. SUB-ATRIBUTOS UTILIZADOS EN LA RECOVERY WHEEL DEL SER PARA EVALUAR LA RECUPERACIÓN DEL ECOSISTEMA DAÑADO Y EJEMPLOS DE OBJETIVOS GENERALES QUE PUEDEN INTERPRETARSE PARA CADA ATRIBUTO EN UN PROYECTO DE RESTAURACIÓN	22
TABLA 2. ADAPTACIÓN DE LA REEF-RECOVERY WHEEL: ATRIBUTOS DEL SER DIVIDIDOS EN LOS SUB-ATRIBUTOS. RW: RECOVERY WHEEL; R-RW: REEF-RECOVERY WHEEL	25
TABLA 3. ESCALAS DE LOS SUB-ATRIBUTOS DE LA REEF-RECOVERY WHEEL	33
TABLA 4. VALORES MÍNIMOS Y MÁXIMOS DE LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUA PARA LOS ARRECIFES DE CORAL	39
TABLA 5. LISTADO DE LAS ESPECIES DE BENTOS DESEABLES PARA UNA ESCALA DE SITIO PARA ARRECIFES DEL CARIBE (16 ESPECIES)	42
TABLA 6. ESPECIES DE PECES COMERCIALES QUE CONSIDERA HEALTHY REEF PARA MEDIR LA SALUD DEL ARRECIFE (PARGO Y MERO)	43
TABLA 7. LISTADO DE LAS ESPECIES INDESEABLES (8 ESPECIES) PARA ARRECIFES DEL CARIBE	44
TABLA 8. TAMAÑO DE MADUREZ SEXUAL DE LOS CORALES CONSTRUCTORES ARRECIFALES	47
TABLA 9. ESPECIES DE PECES HERBÍVOROS QUE CONSIDERA HEALTHY REEF PARA MEDIR LA SALUD DEL ARRECIFE (CIRUJANOS Y PECES LORO)	48
TABLA 10. ESPECIES CON ESTRATEGIAS DE REPRODUCCIÓN DESOVADOR E INCUBADOR DEL CARIBE	50
TABLA 11. VALORES DE LOS SUB-ATRIBUTOS EN EL ARRECIFE DE CUEVONES Y MANCHONES ANTES DE LA INTERVENCIÓN (TIEMPO 0 -T0-) Y DESPUÉS DE 4 AÑOS DE ACCIONES DE RESTAURACIÓN ACTIVA CON SIEMBRA DE CORALES (TIEMPO 1 -T1-).....	53
TABLA 12. CRITERIOS QUE SE UTILIZAN PARA SELECCIONAR UN SITIO DE RESTAURACIÓN	55
TABLA 13. MATRIZ DE CONFUSIÓN DEL MODELO RANDOM FOREST GENERADO PARA CLASIFICAR SITIOS POTENCIALES PARA RESTAURACIÓN	56
TABLA 14. VALIDACIÓN CRUZADA DEL MODELO DE RANDOM FOREST	56
TABLA 15. IMPORTANCIA DE CADA VARIABLE QUE SE UTILIZÓ PARA LA CLASIFICACIÓN DEL MODELO DE RANDOM FOREST. ES UNA REGRESIÓN DE CADA SUB-ATRIBUTO DE LA R-RW CON LAS CATEGORÍAS DE VOCACIÓN, CON LOS VALORES MÁS ALTOS INDICANDO MAYOR IMPORTANCIA Y VALONES CERCANOS A CERO INDICAN QUE NO APORTA UN ROL EN LA PREDICIÓN; EL DECREMENTO MEDIO DE LA PRECISIÓN (MDA) DE CADA VARIABLE CON RESPECTO AL MODELO, INDICANDO EL PORCENTAJE DE ERROR SI LA VARIABLE ES REMOVIDA.	57
TABLA 16. NÚMERO Y PORCENTAJE DE COLONIAS EN LAS ZONAS DEL ARRECIFE DE AKUMAL	62
TABLA 17. PORCENTAJE DE ENFERMEDADES Y LESIONES EN EL ARRECIFE DE AKUMAL EN LA ZONA DE LAGUNA, FRENTE Y PENDIENTE ARRECIFAL. C.A.P.: CONSTRUCTORES ARRECIFALES PRIMARIOS	64
TABLA 18. VALORES DE CADA SUB-ATRIBUTO APLICADO A LOS SITIOS MUESTREADOS DE AKUMAL	65
TABLA 19. VALORES DE LA R-RW DE CADA SUB-ATRIBUTO EN LA ESCALA DE 1 AL 5 (CONDICIONES CRÍTICAS -1- Y CONDICIONES IDEALES -5-), APLICADO A LOS SITIOS MUESTREADOS DE AKUMAL.	67
TABLA 20. CLASIFICACIÓN DE SITIOS PARA APLICAR ACCIONES DE RESTAURACIÓN CON BASE AL R-RW. DiTj: DÍA DE MUESTREO I, NÚMERO DE TRANSECTO J	70

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. ZONACIÓN ARRECIFAL GENERAL EN EL SISTEMA BORDEANTE DEL CARIBE MEXICANO (IMAGEN TOMADA DE HTTP://REALREEFS.SISAL.UNAM.MX)	14
FIGURA 2. EJEMPLO DE LA RECOVERY WHEEL QUE ILUSTRAS EL GRADO DE RECUPERACIÓN DEL ECOSISTEMA DE INTERÉS EN UNA ESCALA DE GRADIENTE ACUMULATIVO, DESDE MUY BAJO (1) A MUY ALTO (5) NIVEL DE SIMILITUD CON EL ECOSISTEMA DE REFERENCIA (IMAGEN TOMADA DE McDONALD ET AL., 2016)	21
FIGURA 3. MAPA DEL ARRECIFE CUEVONES Y MANCHONES EN QUINTANA ROO, MÉXICO	27
FIGURA 4. MAPA DE AKUMAL CON LOS SITIOS DE MUESTREO EN LAS TRES PRINCIPALES ZONAS DEL ARRECIFE: LA LAGUNA, EL FRENTE Y LA PENDIENTE ARRECIFAL	30
FIGURA 5. MODELO DE REFERENCIA PARA LOS ARRECIFES DEL CARIBE	52
FIGURA 6. RESULTADOS DE LA R-RW EN LOS ARRECIFES DE CUEVONES Y MANCHONES. A) ARRECIFE CUEVONES; B) ARRECIFE MANCHONES; T0: ETAPA SIN INTERVENCIÓN; T1: ETAPA DESPUÉS DE 4 AÑOS DE ACCIONES DE RESTAURACIÓN ACTIVA (SIEMBRA DE CORALES). *: SUB-ATRIBUTOS QUE SE UTILIZÓ LA MISMA INFORMACIÓN PARA ANTES Y DESPUÉS DE LAS ACCIONES DE RESTAURACIÓN. SE MARCAN EN UN COLOR MÁS FUERTE LAS ESCALAS QUE TUVIERON ALGÚN CAMBIO DESPUÉS DE LAS ACCIONES DE RESTAURACIÓN	54
FIGURA 7. EVALUACIÓN DEL DECREMENTO MEDIO DE LA PRECISIÓN (MDA) DEL MODELO DE RANDOM FOREST GENERADO PARA CLASIFICAR SITIOS POTENCIALES PARA RESTAURACIÓN. SIENDO LOS SUB-ATRIBUTOS DE CONSTRUCTORES ARRECIFES, CALIDAD DE AGUA, CORALES REPRODUCTORES, CONDICIÓN DE CORAL Y CORALES DUROS LOS QUE TUVIERON MAYOR PESO PARA DAR PRECISIÓN AL MODELO DE FORMA GENERAL	58
FIGURA 8. COBERTURA PROMEDIO DE COMPONENTES BENTÓNICOS EN EL ARRECIFE DE AKUMAL	59
FIGURA 9. PORCENTAJE DE COBERTURA BENTÓNICA DE LAS ZONAS DEL ARRECIFE DE AKUMAL	60
FIGURA 10. PROMEDIO DE COLONIAS EN EL ARRECIFE DE AKUMAL	61
FIGURA 11. INCIDENCIA DE ENFERMEDADES Y LESIONES EN LA LAGUNA, FRENTE Y PENDIENTE ARRECIFAL DE AKUMAL	63
FIGURA 12. R-RW PROMEDIO DE CADA ZONA ARRECIFAL	68
FIGURA 13. SITIOS ARRECIFALES (2019) EN EL ARRECIFE DE AKUMAL, CATEGORIZADOS SEGÚN SU VOCACIÓN PARA ACTIVIDADES DE RESTAURACIÓN CON BASE EN LA R-RW	69

RESUMEN

La degradación de los arrecifes de coral en todo el mundo ha aumentado en los últimos años, causando la pérdida de estructura y funcionalidad en estos sistemas. En respuesta, se han implementado acciones de restauración ecológica para recuperar estas características. Sin embargo, el reto de la restauración en arrecifes coralinos en los últimos 20 años ha sido la implementación de una herramienta estandarizada y el establecimiento de una metodología de evaluación estandarizada para determinar tanto la pertinencia de las acciones de restauración, como la eficiencia de estas. En 2017 el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura de México (INAPESCA) adaptó la herramienta de la Recovery Wheel de la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER) en arrecifes coralinos, desarrollando la Reef Recovery Wheel (R-RW). Esta herramienta fue diseñada para evaluar sitios arrecifales, antes, durante y después de las acciones de restauración utilizando seis atributos principales del ecosistema: ausencia de amenazas, condiciones físicas, composición de especies, diversidad estructural, funcionalidad del ecosistema e intercambios externos. La información relativa a todos estos atributos es necesaria para llegar a una restauración ecológica. Cada atributo tiene sub-atributos específicos clasificados del uno al cinco, definiendo el estado actual del sitio, que ayuda a evaluar las acciones implementadas y permite mejorar los procesos y funciones clave del ecosistema. Para la estandarización de esta herramienta, en este trabajo se definieron los sub-atributos del R-RW con sus escalas, y se implementó una prueba piloto del R-RW en dos áreas de arrecife que habían sido dañadas por un encallamiento, en las cuales se aplicaron acciones de restauración activa en el año de 2012. Los cambios identificados en el periodo de 2012 y 2016 en ambos sitios se dieron principalmente en los sub-atributos de composición de las especies y la diversidad estructural debido al aumento de la cobertura de los corales. Sin embargo, después de la evaluación, se identificó la importancia de incluir nuevas estrategias para mejorar los otros sub-atributos del R-RW, con el fin de lograr una restauración integral. Adicionalmente, se adaptó el uso de la R-RW para definir sitios de restauración, a través de la implementación de un modelo de clasificación basado en Random Forest, para categorizar los sitios arrecifales según la importancia relativa de los sub-atributos para cada actividad de restauración (zonas de recolección o fuente-identificación de colonias de coral donantes-, zonas que requieren esfuerzos reales de restauración, como la plantación de coral, y zonas que no son adecuadas para realizar actividades de restauración). Esta caracterización, se aplicó en el arrecife coralino de Akumal, Quintana Roo, considerado en estado crítico, y así, aplicando el modelo se clasificaron los diferentes sitios de muestreo de acuerdo a las cuatro categorías de acuerdo a sus aptitudes para actividades de restauración. Ninguno de los 51 sitios fue clasificado como sitios fuente, 23.5% (12) fueron aptos para la implementación de actividades de restauración (aunque no prioritarios), y el 76.5% (39) fueron sitios que no son

aptos para acciones de restauración activa. Con el aumento reciente en el interés por proyectos de restauración de arrecifes, esta será una herramienta esencial para apoyar y dirigir la toma de decisiones en el manejo y protección de los arrecifes de coral en la región Caribe.

ABSTRACT

The degradation of coral reefs around the world has increased in recent years, causing loss of structure and functionality in these systems. Therefore, ecological restoration actions have been implemented to try to recover these characteristics. However, as the field of coral reef restoration is relatively new and with scarce financial resources, it became important to formulate, evaluate, and disseminate cost-effective methodologies and management strategies among restoration practitioners; aiming towards a standardized evaluation methodology for assessing restoration actions efficiency. In 2017, the National Fisheries and Aquaculture Institute in México (INAPESCA) adapted the Recovery Wheel tool of the Society for Ecological Restoration (SER) for coral reefs, developing the Reef-Recovery Wheel (R-RW). This tool was designed to assess reef sites before, during, and after restoration actions using six main attributes of the ecosystem: Absence of threats, physical conditions, species composition, structural diversity, ecosystem functionality, and external exchanges. Information regarding all these attributes is necessary for a complete ecological restoration. Each attribute has specific sub-attributes ranked from 1 to 5, defining the current status of the site, which helps to evaluate if the actions implemented are adequate to improve the key ecosystem processes and functions. To standardize this tool, this work defined each of the sub-attributes of the R-RW with the scales, testing it in a pilot test to evaluate the efficiency of restoration actions implemented in two reef areas damaged by a ship grounding, where active restoration actions were applied in 2012. Attribute changes identified in the period of 2012 and 2016 in both sites, were mainly observed in species composition and structural diversity, due to the increase in coverage of reef-building corals, but it does emphasize the importance of including new strategies to improve the other attributes of the R-RW, to achieve an integral restoration. Additionally, the use of the R-RW to define restoration was adapted, through the implementation of a classification model based on Random Forest, to categorize the reef sites according to their relative importance of each sub-attribute for each restoration activity (harvesting areas -identification of donor coral colonies-, areas that require actual restoration efforts such as coral out-planting, and areas that are not adequate to do restoration activities). This characterization was applied in a study area in Akumal, Quintana Roo (a coral reef in critical condition), to define areas with different aptitudes for restoration activities, however, none of the 51 sites were classified as harvesting areas, 23.5% (12) were suitable, but not priority, and 76.5% (39) were sites that are not suitable for active restoration actions. With the recent

increase in interest in reef restoration projects, this will be an essential tool for supporting and steering decision-making in management and protection of coral reefs in the Caribbean.

1. Introducción

Los arrecifes de coral son hábitats marinos biogénicos tridimensionales, compuestos por estructuras de carbonato que son depositados por los corales escleractinios, son de los ecosistemas más diversos y complejos de la Tierra (Vaughan, 1919). Proporcionan servicios de protección contra daños por huracanes y oleaje, amortiguando la energía de las olas y corrientes marinas; ayuda en la generación de arena a partir de la bioerosión del carbonato de los arrecifes; es una fuente renovable de productos marinos con importancia pesquera; y es centro turístico en países de desarrollo, dando lugar a actividades recreativas de sol y playa así como snorkel y buceo (Reaka-Kudla, 1997; Moberg y Folke, 1999).

En las últimas dos décadas, estos ecosistemas han enfrentado una degradación acelerada a causa de factores de origen natural y antropogénico, los cuales actúan de manera sinérgica incrementando las perturbaciones y no permitiendo que se recuperen, perdiendo no solo la cobertura de coral sino en consecuencia de los organismos que se le asocian (Cairns y Pratt, 1992; Pratt, 1994). En el Caribe, los arrecifes coralinos han sufrido eventos de mortalidad masiva, los cuales se han documentado en la historia reciente desde principios de 1980, y estos son actualmente más severos debido a una extensa variedad de impactos humanos que incluyen el crecimiento de la población, sobrepesca, contaminación de las zonas costeras, calentamiento global y la introducción de especies invasoras. Estas presiones se han asociado con episodios de blanqueamiento masivo, brotes de enfermedades coralinas, cambios de fase (alga-coral), y la degradación en general de la condición de los arrecifes, que a la larga ha causado la disminución de la estructura y función en los arrecifes coralinos (Jackson *et al.*, 2014). Sumado a esto, en el 2018 se evidenció una nueva enfermedad de pérdida de tejido (Stony of Coral Tissue Loss Disease) la cual hasta la fecha ha afectado a la mitad de las especies de corales del caribe (>20 especies de las 45 en el Caribe), principalmente a los corales masivos, con una tasa de mortalidad de hasta 95%, reflejando en una pérdida de cobertura de coral de un 46% (Estrada-Saldívar *et al.*, 2020; 2021).

La gestión sustentable de los recursos arrecifales y, específicamente de implementar acciones de restauración ecológicas, es urgente debido a su importancia biológica y social, y a su lenta recuperación natural (Pratt, 1994; Rinkevich, 1995; Soong y Chen, 2003; Sale, 2008). En respuesta, en los últimos años ha habido diferentes tipos de esfuerzos de remediación ambiental del arrecife,

por medio de estrategias para la conservación, como las áreas naturales protegidas, enfocadas a la preservación de la función y con ello de la resiliencia de los arrecifes, definiendo áreas de no-extracción en zonas arrecifales. Otro tipo de esfuerzo se enfoca en la rehabilitación de funciones del ecosistema dañado, como la implementación de arrecifes artificiales, para favorecer el reclutamiento de peces, corales y estabilización del sedimento (Goreau *et al.*, 2000), así como la aplicación de acciones de restauración ecológica para recuperar la estructura y funciones biológicas de los arrecifes.

Las acciones de restauración deben tener un manejo adaptativo y multi-específico, con efectos a corto y largo plazo enfocándose en la auto-organización del ecosistema, tales como la integración de estrategias de propagación asexual (para aportar a corto plazo una estructura tridimensional al arrecife), sexual (para ayudar a la diversidad genética) y la implementación de estrategias de manejo integral, considerando, además de la restauración a partir de la producción de colonias de coral, la recuperación de la funcionalidad y la estructura del arrecife, involucrando la interacción de especies (Mcdonald *et al.*, 2016; Shaver y Silliman, 2017; Zayasu *et al.*, 2018).

Es importante que los profesionales, planificadores y gestores relacionados con la restauración cuenten con estándares que los ayuden tanto a desarrollar planes de alta calidad, como a alcanzar niveles aceptables de recuperación. También es de suma importancia la planificación cuidadosa, la implementación exitosa y el monitoreo continuo de los proyectos de restauración ecológica (Gann *et al.*, 2018). Al respecto, la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER) ha desarrollado estándares internacionales enfocados en la restauración de ecosistemas terrestres, los cuales consideran la evaluación de un sitio antes, en el momento y después de las acciones de restauración, utilizando seis atributos principales del ecosistema:

1. Ausencia de amenazas
2. Condiciones físicas
3. Composición de especies
4. Diversidad estructural
5. Funcionalidad del ecosistema
6. Intercambios externos

Estos son los atributos necesarios para una restauración ecológica completa, y además, se identifican sub-atributos específicos del ecosistema a restaurar para clasificarlos en un rango de uno a cinco para evaluar su recuperación en la herramienta llamada Recovery Wheel (Mcdonald *et al.*, 2016). El Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura en México (INAPESCA) realizó la primera propuesta en

adaptar esta herramienta a ecosistemas arrecifales. Sin embargo, se requería la definición precisa de los atributos, metodologías y aspectos teóricos (Padilla-Souza y Morales-Guadarrama, 2017; Santana-Cisneros *et al.*, 2018).

Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue adaptar la Recovery Wheel del SER para su aplicación en ecosistemas de arrecifes coralinos (Reef-Recovery Wheel), a través de la definición de indicadores de la condición de la estructura y función de los arrecifes para implementar, monitorear y evaluar proyectos de restauración de arrecifes coralinos en el Caribe. Con el fin de promover el uso de una herramienta que sea fácil y simple, que permita, además, ayudar a definir áreas del arrecife prioritarias para actividades de restauración.

2. Marco teórico

2.1 Restauración en arrecifes de coral

La restauración ecológica es el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). El campo de la restauración de arrecifes de coral es relativamente nuevo, en el cual destacan la importancia de formular, evaluar y difundir las metodologías rentables y las estrategias de gestión entre los practicantes de la restauración (Young *et al.*, 2012).

En la restauración existen dos tipos de intervenciones, la pasiva y la activa. La restauración pasiva también llamada regeneración natural, es una estrategia que se utiliza principalmente cuando el potencial de recuperación natural es alto, plantas y animales pueden recuperarse después de la cesación de ciertos tipos de degradación, como la eliminación de la contaminación, la pesca excesiva, y la restricción de los flujos de agua (Gann *et al.*, 2019).

La restauración activa también es conocida como regeneración asistida, se utiliza principalmente cuando la regeneración natural es poco probable, se requiere remover las causas de degradación a través de intervenciones directas, ya sean abióticas o bióticas (DellaSala *et al.*, 2003; Gann *et al.*, 2019; Atkinson y Bonser, 2020). Dentro de las intervenciones abióticas se tiene la remediación activa del sustrato o las condiciones físicas, crear características del hábitat, y restablecer flujos ambientales; mientras que dentro de las bióticas se tiene el control de especies invasivas, reintroducción de especies que no pueden migrar al área de restauración sin una asistencia, o el aumento de poblaciones de especies donde la diversidad genética es insuficiente (Gann *et al.*, 2019, Atkinson y Bonser, 2020). Recientemente, Gann *et al.* (2019), definieron el concepto de restauración reconstructiva, cuando el sitio está muy dañado, por lo que es necesario utilizar

ambas acciones (pasivas y activas), para la reintroducción de toda o la mayoría de la biota deseable.

En la región Caribe, inicialmente los esfuerzos de restauración estaban centrados exclusivamente en la propagación clonal de corales ramosos, utilizando como especie objetivo a *Acropora cervicornis* (Lirman, 2010), debido principalmente a su rápida tasa de crecimiento (~11 cm/año) en comparación con otros corales, aportando beneficios como el incremento de la cobertura de coral, en escalas de tiempo más cortos (Lewis *et al.*, 1968; Gladfelter *et al.*, 1978; Johnson *et al.*, 2011). Para generar esta propagación, se extraen fragmentos de colonias sanas de coral de vida silvestre, produciendo un stock inicial de manera sostenible en viveros de coral *in situ* o *ex situ*, y que posteriormente son propagados en los arrecifes degradados (Soong y Chen, 2003; Johnson *et al.*, 2011; O'Neil, 2015; Levy *et al.*, 2018).

Por otro lado, los corales masivos son considerados resistentes a eventos naturales como los huracanes. Asimismo, presentan mayor sobrevivencia en actividades de propagación clonal en comparación con los corales ramosos, sin embargo presentan un lento crecimiento (≤ 1 cm/año), limitando el stock disponible de fragmentos para actividades continuas de siembra (Clark y Edwards, 1995; Yap, 2000; Ortiz-Prosper *et al.*, 2001). Para poder hacer más eficaz el uso de estos corales masivos, en el 2018 se generó una técnica de propagación, denominada micro-fragmentación, la cual se basa en el crecimiento acelerado del coral cuando se encuentran en sus primeras etapas de crecimiento $\leq 1\text{cm}^2$, y además promoviendo su capacidad regenerativa de recubrimiento (re-skinning), los cuales al colocarlos en lugares cercanos se permite restaurar una colonia de coral de gran tamaño y llevando a una mayor contribución al sistema en menor tiempo (Page *et al.*, 2018).

Sin embargo, existen discusiones sobre la pérdida de diversidad genética en los viveros ya que utilizan el método de propagación asexual, con la producción de corales con el mismo material genético. Esta situación ha promovido que se involucre estrategias de reproducción sexual asistida promoviendo la diversidad genética (Shearer *et al.*, 2009; Johnson *et al.*, 2011; Guest *et al.*, 2014; Barton *et al.*, 2015). No obstante, se recomienda utilizar como estrategia complementaria a los esfuerzos de restauración, porque la tasa de sobrevivencia de los reclutas de coral es baja (<15%), la cual se ha atribuido a condiciones bióticas como la depredación y competencia, y factores abióticos, como la temperatura, acidificación, sedimentación y salinidad (Arnold y Steneck, 2011, Albright y Langdon, 2011; Humanes y Bastidas, 2015).

Actualmente, las técnicas de restauración se han centrado en restaurar la función biológica y ecológica de los arrecifes coralinos, siendo importante identificar las

causas que producen la degradación local en el arrecife. Determinar si los estresores pueden removerse o eliminarse (*p.ej.*, mejorar la interacción de especies para aumentar la herbivoría, eliminar las fuentes de contaminación y otras perturbaciones antropogénicas), para contribuir a la resiliencia del sistema. Debido a que la disminución de la presión sobre el arrecife permite que las acciones activas de restauración (como la siembra de corales) no se nulifiquen a causa de condiciones poco favorables para el crecimiento y desarrollo de los fragmentos de coral (Omori, 2011; McDonald *et al.*, 2016; Ladd *et al.*, 2018; Healthy Reef, 2018; Shaver, 2018; Zayasu *et al.*, 2018)

Para diseñar un monitoreo eficiente y permitir la evaluación del éxito de estas iniciativas de restauración coralina es necesario definir indicadores que estén vinculados a los objetivos de restauración y las propiedades del arrecife (Chapman y Underwood, 2000; Wapnick y McCarthy, 2006). Así mismo, para poder medir la función dentro de un arrecife coralino, es importante que se incluya la cobertura de coral, la relación entre coral-macroalgas, y la complejidad estructural (Maynard *et al.*, 2015). Estos últimos generalmente no se incluyen o no están estandarizados en los estudios. La falta de indicadores estandarizados en los proyectos de restauración arrecifal limita la capacidad de comparar los resultados de los programas y estudios que incluyen las acciones activas de restauración (Hein *et al.*, 2017).

2.2. Caracterización de arrecifes

Caracterizar consiste en establecer las condiciones particulares o atributos de un objeto o lugar. Cuando hablamos de caracterización arrecifal, el objetivo es describir el ecosistema, las cuestiones biológicas y fisicoquímicas de un área en particular del arrecife a partir de muestreos que permiten definir, medir, registrar o evaluar estas características. En la actualidad la caracterización es un requisito para la evaluación y condición de los recursos de cualquier ecosistema. En términos generales la caracterización se basa en identificar y describir el hábitat, que incluye la cuestión fisicoquímica como los parámetros de profundidad, visibilidad, calidad de agua (temperatura, salinidad, pH, nitratos, etc.), la composición del sustrato y sedimentación; y la caracterización biológica, que incluye la densidad y abundancia tanto a la comunidad como las especies del necton y bentos (McKenzie y Barclay, 1980; Hill y Wilkinson, 2004).

La mayoría de las técnicas utilizadas para muestrear comunidades coralinas incluyen el uso de cuadrantes, transectos, fotografía, video o una combinación de estos métodos (Roger y Miller, 2001; Leujak y Ormond, 2007). El método a utilizar

depende de la las metas y objetivos de cada programa de restauración, la escala, tiempo, financiamiento, recursos disponibles, y considerar el hábitat del arrecife que se va a monitorear, tomando en cuenta tanto la zonación como la geomorfología arrecifal (Figura 1) (Hill y Wilkinson, 2004; Leujak y Ormond, 2007).

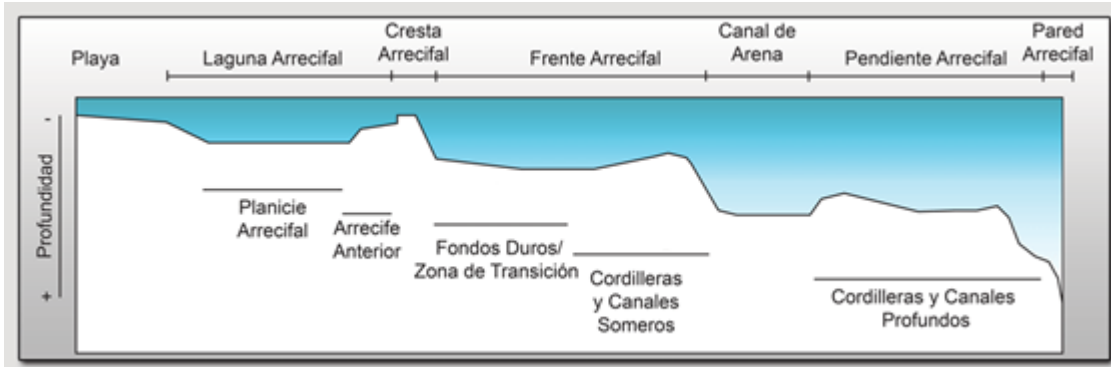


Figura 1. Zonación arrecifal general en el sistema bordeante del Caribe Mexicano (Imagen tomada de <http://realreefs.sisal.unam.mx>)

La captura de imágenes bajo el agua, ya sea fotografías o videos incrementa la eficiencia de tomas de datos en campo en comparación con las metodologías exclusivamente *in situ* (Foster *et al.*, 1991; Leujak y Ormond, 2007; Mallet y Pelletier, 2014). Los videotransectos, son utilizados en varios programas de monitoreo arrecifal debido a que cumplen con los requisitos fundamentales para cualquier sistema de monitoreo, siendo precisos, eficientes y simples (Aronson *et al.*, 1994); es una manera rápida de tomar los datos *in situ* para evaluarlos de manera *ex situ*, teniendo un registro permanente que permite que la resolución taxonómica no quede subjetiva al observador de campo y, además, presenta un sistema ligero y compacto que debido a su simplicidad puede utilizarse por personas con poca experiencia (Carleton y Done, 1994, Vogt *et al.*, 1997). Sin embargo, se requieren personas entrenadas para poder analizar las imágenes, y algunos organismos debajo de corales o rocas no son visibles, y las observaciones en campo son necesarias para distinguir organismos y especies pequeñas, como por ejemplo los reclutas de coral (Hill y Wilkinson, 2004).

2.3. Selección de sitio para restauración de corales

Para seleccionar sitios de restauración se debe considerar la relevancia de las metas, el potencial de mejorar la situación a través de la restauración, y de la sobrevivencia a corto y largo plazo de los corales (Shaver *et al.*, 2020). La toma de

decisiones sobre los sitios es compleja (Anthony *et al.*, 2020), ya que se debe de establecer si las causas de degradación se pueden remover o manejar lo suficiente para que el ecosistema pueda ser restaurado, que los parámetros físicos y ambientes del área se encuentren dentro de las tolerancias biológicas de las especies claves y de la comunidad ecológica asociada, y que los requerimientos logísticos sean viables y se ajusten con el presupuesto para las acciones de restauración (Fitzsimons *et al.*, 2020).

Debido a que la mayoría de los proyectos de restauración tienen como objetivo incrementar la cobertura de corales duros y utilizan como estrategia principal la siembra de corales, su priorización de sitios se basa en las características que ayudan a aumentar la sobrevivencia de los corales sembrados, como áreas con baja influencia antropogénica, con presencia de especies herbívoras, y baja abundancia de depredadores de coral (Lirman y Schopmeyer, 2016; Ladd *et al.*, 2019; Johnston *et al.*, 2011). Además, se buscan otras características como sustratos consolidado con disponibilidad para la siembra de colonias de coral, una buena calidad de agua con poca sedimentación, y espacio para distanciar los corales sembrados de las colonias con algún registro de enfermedad, así como aislar o disminuir la presencia de competidores bentónicos, y peces del género *Stegastes* (Bruckner y Hourigan, 2000; Johnson *et al.*, 2011; Lirman *et al.*, 2016; Ladd *et al.*, 2018; Shaver *et al.*, 2020). También, evitar sitios menos vulnerables al estrés térmico (Buddemeier *et al.*, 2004; Harris *et al.*, 2006; Beyers *et al.*, 2018; Walsworth *et al.*, 2019; Anthony *et al.*, 2020), con el fin de evitar la frecuencia e intensidad de los eventos de blanqueamiento en los corales (Eakin *et al.*, 2012; Sully *et al.*, 2019).

3. Antecedentes

3.1. Algunos proyectos de restauración en arrecifes coralinos en el Caribe

La acción de restauración en arrecifes coralinos más utilizada es la siembra de corales, en la cual los esfuerzos se han centrado casi exclusivamente en los corales constructores del género *Acropora* en el Caribe (Lirman, 2010). Este género ha sufrido una pérdida en su cobertura de hasta 95% en algunas áreas, pero a pesar de ser susceptibles a estresores, aportan un papel importante en el arrecife; gracias a su estructura y rápido crecimiento (Carpenter *et al.*, 2008; Johnson *et al.*, 2011; Young *et al.*, 2012).

Actualmente, existen varios programas que se están enfocando en realizar proyectos de restauración de corales en el Caribe, y a continuación se presentan algunos ejemplos:

Coral Restoration, la organización más grande de restauración de corales, tiene un programa de restauración activa que trabaja principalmente con propagación clonal con ocho especies de corales, principalmente con *Acropora cervicornis* y *A. palmata*. Utilizan viveros marinos con Coral Trees™ (diseño de PVC con forma de árbol), donde realizan la fragmentación de las colonias. Tienen ~120,000 corales sembrados a lo largo de los Cayos de Florida (<https://www.coralrestoration.org/>).

Corales de Paz es una organización de Colombia, con el propósito de realizar restauración de corales a gran escala, con la iniciativa “*Más grande, más efectivo: emprendiendo la rehabilitación de arrecifes coralinos a gran escala*”, un proyecto participativo en la Reserva de la Biosfera Seaflower, Republica de Seychelles. La restauración es con el método de propagación clonal, cuenta con nueve viveros marinos y un centro demostrativo de cultivo de corales en San Andrés para capacitación de pescadores y buzos voluntarios. Actualmente han sembrado más de 7,000 fragmentos de las especies *A. cervicornis* y *A. palmata* y tienen la meta de sembrar un millón de corales. (<https://www.coralesdepaz.org/es/>).

Fragments of Hope, un proyecto de restauración en Belice que utiliza la propagación clonal de corales. Trabajan con 13 especies de coral en viveros marinos, enfocándose principalmente con el género *Acropora*. Actualmente, ha sembrado más de 100,000 corales de varias especies, con registros de sobrevivencia de hasta 89 % a lo largo de 12 años. Con base a su experiencia han sacado manuales para el cultivo y siembra de corales (<http://fragmentsofhope.org/>).

El laboratorio de Investigación Integral para la Conservación de Arrecifes de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) junto con Sexual Coral Reproduction (SECORE), enfocados en la investigación de métodos de reproducción sexual de corales. Tienen un proyecto de restauración de corales por medio de la propagación de reclutas sexuales en el Caribe mexicano, a través de la reproducción asistida en laboratorio con gametos recolectados del medio natural. Utilizan bases en forma de tetrápodo (diseñada por SECORE) para el asentamiento de los reclutas que después son trasplantados al arrecife. SECORE además tiene proyectos en Curaçao y las Islas Vírgenes de los Estados Unidos (<http://www.secore.org/site/home.html>).

Oceanus A.C., es una asociación mexicana que lleva un proyecto de restauración de corales por medio de la propagación clonal de las especies de *Acropora palmata* y *A. cervicornis*. Trabajan con viveros marinos en ocho lugares en el Caribe mexicano y en el Golfo de México, con ~64,500 colonias sembradas en el arrecife (<https://oceanus.org.mx/>).

Mote Marine Laboratory & Aquarium, principalmente se dedica a investigación y producción de especies marinas. Actualmente tienen un proyecto de restauración

de corales en los Cayos de Florida, cuentan con instalaciones en tierra donde producen y estudian más de 20 especies de corales para determinar tamaño óptimo, forma y temporadas de siembras ideales, han sembrado más de 100,000 corales. En este laboratorio desarrollaron el método de micro-fragmentación para la propagación de corales masivos, debido a que son especies que generan mayor estabilidad al arrecife, pero presentan bajas tasas de crecimiento. Es una técnica con gran importancia debido a que actualmente en el Caribe se registran altos rangos de mortalidad por la enfermedad de pérdida de tejido, que actúa concurrentemente con otras enfermedades menos agresivas, y que han estado presentes desde hace décadas (<https://mote.org/research/program/coral-reef-restoration>).

El Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura de México (INAPESCA) en el Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera (CRIAP) de Puerto Morelos, Quintana Roo, desde el 2009 a la actualidad cuenta con el proyecto operativo anual de “*Desarrollo de biotecnologías para el cultivo de corales utilizables para restauración de arrecifes y su efecto en el reclutamiento de especies de importancia comercial*”; además de trabajar en colaboración con otras instituciones (Padilla-Souza *et al.*, 2017; 2018). Trabajan con el método de propagación clonal con hasta 13 especies de coral por técnicas de fragmentación y microfragmentación, realizando siembras de más de 100,000 corales. Y con la reproducción sexual asistida con siete especies de coral, con gametos recolectados en medio natural y en condiciones controladas. Actualmente se encuentran colaborando con Healthy Reef en el cultivo de cangrejo rey (*Mithrax spinosissimus*) para mejora la herbivoría en los sitios intervenidos.

3.2 Monitoreo de acciones de restauración

En los proyectos de restauración no siempre es claro el éxito de los objetivos inicialmente planteados. Es necesario establecer con claridad un monitoreo de los procesos de restauración ecológica que permita observar los resultados de las acciones aplicadas. Con el fin de identificar fortalezas y ventanas de oportunidad en las estrategias de restauración, que requieran mantenerse o modificarse y que permitan el establecimiento de un marco de referencia para la toma de decisiones respecto al futuros procesos de restauración (Perrow y Davy, 2002).

3.2.1. Métodos para evaluar la restauración en arrecifes coralinos

Para evaluar la eficiencia o el éxito de la restauración arrecifal, tradicionalmente se utilizan dos indicadores: crecimiento y sobrevivencia de los corales que se sembraron al arrecife. Enfocándose en la cobertura de corales del género *Acropora*, debido a que la meta central era proveer evidencia sobre la inversión que se realiza a través de la producción de corales, sobre todo para la mayoría de las ONGs que obtienen fondos por medio de estrategias como “adopción de un coral” (Coral Vita, Oceanus A.C., Coral Guardian, PROZONA, Reef Cheek Republica Dominicana, The Ocean Quest, Reef Renewal Bonaire, Restore Coral, Seascape Caribbean, Reef Restoration Foundation). Sin embargo, estos dos indicadores no son suficientes para medir la eficiencia de las acciones de restauración, ya que no permiten evaluar la función y complejidad del arrecife. El proceso de restauración coralina debe de contribuir al incremento de la complejidad estructural, biodiversidad (corales, peces invertebrados y otra biota bentónica) y la resiliencia de las comunidades coralinas, llevando finalmente a la rehabilitación del sistema y a la no necesidad de la intervención humana (Carne, 2016).

Hein *et al.*, (2017) realizaron una revisión de 83 estudios que se centran en proyectos de restauración de corales, donde solo 10 han utilizado indicadores diferentes al crecimiento y sobrevivencia de los corales sembrados (condición fragmentos, biota asociada a los corales, tasas de reclutamiento, fusión de fragmentos sembrados con el sustrato, la reproducción de las colonias sembradas, cobertura de coral). Esto se debe en parte a que la mayoría de los programas de restauración aún se encuentran en etapas de producción de corales (ya sea por propagación clonal o reproducción sexual) o son proyectos pequeños que no mencionan el monitoreo o seguimiento que realizan. Más aún, existe una falta de estudios a escalas de tiempo largas y de información sobre el efecto que tienen las acciones de restauración en la ecología de los arrecifes de coral. Además de definir indicadores para estandarizar los métodos de monitoreo (Young *et al.*, 2012; Rinkevich, 2014; Mercado-Molina *et al.*, 2015; Carne *et al.*, 2016, Boström-Einarsson *et al.*, 2020).

Hay indicadores de la función y condición del arrecife que pueden aplicarse a la restauración como el Índice Integrado de la Salud Arrecifal (IISA) y el Índice de Salud del Arrecife (RHI) de Healthy Reef (2008, 2020), que miden la condición del arrecife a partir del: 1) índice coralino: cobertura de coral, incidencia de enfermedades, reclutamiento coralino; 2) cobertura de macroalgas; 3) biomasa de peces herbívoros y del erizo *Diadema*; 4) biomasa de peces comerciales. González-Barrios y Álvarez-Filip (2018) propusieron un índice para medir la función arrecifal del Caribe que considera los rangos de calcificación, la complejidad estructural y la

abundancia de los corales. Aplicaron este índice en el arrecife mesoamericano determinando la aportación de carbonato de calcio de los corales al arrecife.

Thom (1997), desarrolló una matriz para el manejo adaptativo de los proyectos de restauración de zonas costeras, con la finalidad de determinar la función y complejidad del ecosistema. La selección de los atributos se determinó a partir de un ecosistema de referencia para posteriormente agrupar los sitios entre bajo, intermedio y óptimo, para caracterizar la condición del ecosistema. Sin embargo, es una guía para la evaluación, ya que no especifica los indicadores utilizados.

Carne *et al.*, (2016) utilizaron los indicadores para evaluar las acciones de restauración de corales: tiempo de sobrevivencia, diversidad genética, cobertura y capacidad de reproducción sexual; y recientemente Hein *et al.* (2017), sugirieron seis indicadores biológicos para medir la eficiencia de las acciones de restauración: 1) diversidad coralina; 2) diversidad y biomasa de herbívoros; 3) cobertura bentónica; 4) reclutamiento; 5) condición de corales; y 6) la complejidad estructural.

Es importante evaluar de una manera estandarizada la eficiencia y los resultados de acciones de restauración, facilitando la comparación de los proyectos (Ruiz-Jaen y Aide, 2005); sin embargo, los siguientes proyectos, que cuentan con más experiencia en restauración (y mayor financiamiento) enfocan sus estudios para evaluar la estructura y función del arrecife, pero los indicadores que se utilizan en cada uno de los proyectos son diferentes.

-Coral Restoration, realizan campañas de monitoreo con voluntariados (~500 personas al año) para medir la condición, sobrevivencia y crecimiento de los corales sembrados en el arrecife. A partir del 2018, el monitoreo se complementa con técnicas de foto-mosaicos, proporcionando registros permanentes del arrecife que permiten la fácil de interpretación de la cobertura de comunidades bentónicas.

-Corales de Paz tiene un programa de monitoreo participativo, utilizando el protocolo de Reef Check. Determinan el estado de la salud coralina con base en: 1) Cobertura del sustrato: corales duros, algas, otro sustrato vivo y sustrato no vivo; 2) Indicador de invertebrados: Corales blandos (Gorgonias y abanicos de mar), camarón limpiador, erizos y langostas; y 3) Peces indicadores: Mariposas, Roncos, Pargos, Loros (>20cm), Meros (>30 cm).

-Fragments of Hope, evalúa el éxito de la restauración a través de monitoreo de sobrevivencia, crecimiento, condición (blanqueamiento o enfermedades), presencia de eventos de desove en los corales sembrados, y la biodiversidad de peces e invertebrados asociados con los corales.

-UNAM y SECORE, evalúa por medio de cuadrantes ubicados aleatoriamente en el arrecife donde se colocaron las bases con reclutas sexuales, se realiza la búsqueda

de las bases, anotando el número de base, cantidad de reclutas/base, y cementación de la base al arrecife.

-Oceanus, A.C. lleva a cabo un programa de monitoreo de sobrevivencia y condición de las colonias sembradas en el arrecife, y toman parámetros de calidad de agua y parámetros fisicoquímicos en los sitios de monitoreo (temperatura, nutrientes, pH, salinidad y oxígeno).

- CRIAP-INAPESCA, realizan monitoreo a través de foto-cuadrantes en las áreas de restauración para medir la cobertura de organismos bentónicos, monitoreo de tamaño de las colonias sembradas para estimar su crecimiento y condición, además de realizar censos de peces para evaluar el efecto de la restauración sobre la fauna ictiológica. Actualmente trabajan en mejorar las técnicas de monitoreo a partir de modelos 3D y esta tesis representa la adaptación del indicador de la Sociedad de Restauración Ecológica (Recovery Wheel del SER) para su aplicación en arrecifes coralinos del Atlántico occidental.

3.2.2. Estándares de la Sociedad de Restauración Ecológica (SER) para la práctica de la restauración ecológica.

La Sociedad de Restauración Ecológica (SER) publicó en el 2016, estándares internacionales para realizar proyectos de restauración que se pueden aplicar a cualquier ecosistema. Hace énfasis en la importancia de incluir en los proyectos: 1) Planeación y diseño; 2) Implementación; 3) Monitoreo, documentación, evaluación y reporte; 4) El mantenimiento de post-implementación. Además de sugerir los siguientes pasos para mejorar la practicas de restauración:

A. Selección de un ecosistema de referencia, para evaluar cómo estaba el sitio antes de la degradación y ponerlo como meta.

B. Identificación de los atributos clave del ecosistema, los necesarios para lograr una restauración ecológica completa:

- I. Ausencia de amenazas
- II. Condiciones físicas
- III. Composición de especies
- IV. Diversidad estructural
- V. Funcionalidad del ecosistema
- VI. Intercambios externos

C. Planeación de las acciones de restauración y evaluación del grado de recuperación. Dentro de la planeación, el SER nos provee una herramienta llamada Recovery Wheel (en la versión en español la mencionan como Rueda de recuperación) para determinar la condición inicial del sitio y monitorear los resultados las acciones de restauración aplicadas (Figura 2). Utiliza los seis atributos principales del ecosistema (Tabla 1), identificando sub-atributos específicos a restaurar para clasificarlos en un rango de 1 a 5 para evaluar su recuperación.

El SER menciona que los indicadores del RW son genéricos y deberían ser interpretados por los manejadores practicantes de restauración y adaptarlos al ecosistema de interés (Gann *et al.*, 2019).

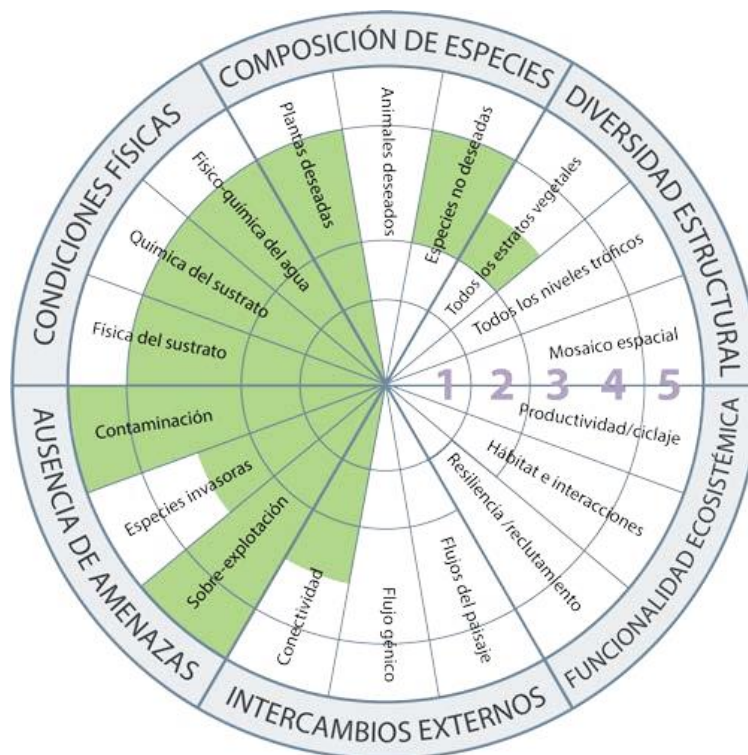


Figura 2. Ejemplo de la Recovery Wheel que ilustra el grado de recuperación del ecosistema de interés en una escala de gradiente acumulativo, desde muy bajo (1) a muy alto (5) nivel de similitud con el ecosistema de referencia (imagen tomada de McDonald *et al.*, 2016).

Tabla 1. Sub-atributos utilizados en la Recovery Wheel del SER para evaluar la recuperación del ecosistema dañado y ejemplos de objetivos generales que pueden interpretarse para cada atributo en un proyecto de restauración

Atributo	Sub-atributo	Indicador
Ausencia de amenazas	1.Especies invasoras	Eliminación o control de las amenazas como sobreutilización, contaminación y especies invasoras.
	2.Sobreexplotación	
	3.Contaminación	
Condiciones físicas	4.Fisicoquímica del agua	Restablecimiento de las condiciones hidrológicas y de sustrato.
	5.Química del sustrato	
	6. Física del sustrato	
Composición de especies	7.Plantas deseables	Presencia de plantas y animales deseables y ausencia de especies indeseables
	8.Animales deseables	
	9.Especies indeseables	
Diversidad estructural	10.Estratos vegetales	Restablecimiento de capas, redes alimenticias y diversidad espacial de hábitat.
	11. Niveles tróficos	
	12.Mosaico espacial	
Funciones ecosistémicas	13.Productividad/ciclaje	Niveles apropiados de crecimiento y productividad, restablecimiento de ciclo de nutrientes, descomposición, elementos del hábitat, interacciones planta-animal, estresores normales, reproducción en curso y regeneración de las especies del ecosistema.
	14.Hábitat e interacciones	
	15.Resiliencia/reclutamiento	
Intercambios externos	16.Flujo genético	Restablecimiento de vínculos y conectividad para migración y flujo genético; y para flujos que incluyen hidrología, fuego, u otros procesos del paisaje
	17. Conectividad	
	18. Flujos del paisaje	

3.2.3. Implementación de la Recovery Wheel en Arrecifes Coralinos

El Centro Regional de Investigación Pesquera y Acuícola (CRIAP) de Puerto Morelos, Quintana Roo, parte del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA), realizó la primera propuesta para la adaptación de los estándares del SER para los arrecifes de coral (Padilla-Souza y Morales-Guadarrama, 2017; Santana-Cisneros *et al.*, 2018). Sin embargo, esta propuesta requiere un mayor esfuerzo en la definición precisa de metodologías y aspectos teóricos para poder generalizar el uso de esta herramienta. Por lo que, este trabajo se centra en

desarrollar la herramienta Reef-Recovery Wheel (R-RW, asociación a las siglas de la herramienta del SER), adaptando la Recovery Wheel del SER, con la descripción de los sub-atributos y las escalas en el gradiente acumulativo.

4. Pregunta de investigación

Debido a la continua y acelerada degradación en los arrecifes coralinos de la región del Caribe, es importante poder definir áreas que requieran la implementación de esfuerzos de restauración y poder evaluar los esfuerzos efectuados en esas áreas. Así surgen las preguntas:

¿Es la R-RW una herramienta útil de evaluación de condición inicial de un sitio arrecifal y posteriormente de monitoreo, que nos permita detectar cambios en esta condición?

En caso afirmativo, ¿Se pueden utilizar los resultados de las evaluaciones de la R-RW para la priorización de acciones de restauración?

5. Justificación

En México la mayoría de los ecosistemas arrecifales tienen un alto índice de degradación, lo que ha provocado que pierdan sus propiedades biológicas y ecológicas originales, y en algunos casos no tienen ningún prospecto de recuperación. Resulta oportuno generar información fundamentada para definir y priorizar las posibles áreas para aplicar acciones de restauración (Anthony *et al.*, 2020; Shaver *et al.*, 2020)

En este contexto, se considera útil, necesario y prioritario el desarrollo de una herramienta de aplicación general para la evaluación de acciones de restauración, con indicadores estandarizados que permita comparar los resultados de los programas y estudios que ejecutan acciones activas de restauración.

El énfasis de esta herramienta está enfocada en los componentes bentónicos, porque son la base de la función ecológica principal del arrecife al brindar complejidad del hábitat y con esto refugio a otras especies; de igual manera, en la actualidad la mayoría de los proyectos de restauración activa de arrecifes se enfocan en la siembra de corales. Esto refuerza la necesidad de la herramienta con énfasis en los componentes bentónicos

La generación y la aplicación generalizada de esta herramienta ayudaría en la toma de decisiones para el manejo, conservación y restauración de arrecifes coralinos,

optimizando el uso de recursos financieros, materiales y humanos. Generando un beneficio para la sociedad, debido a la gran importancia que los arrecifes coralinos representan como ecosistema marino. De la misma manera, este estudio constituye una prueba de concepto del valor y la eficiencia de esta herramienta de restauración arrecifal ante la opinión pública, las instituciones y la iniciativa privada.

6. Objetivos

Objetivo General:

Aplicar la herramienta Reef-Recovery Wheel (R-RW) para monitorear y evaluar acciones de restauración de arrecifes coralinos y definir áreas prioritarias para actividades de restauración.

Objetivos específicos:

1. Definir los indicadores y niveles de la Reef-Recovery-Wheel
2. Generar un sitio de referencia genérico para los arrecifes del Caribe
3. Probar la herramienta de R-RW en dos arrecifes intervenidos con acciones de restauración
4. Generar un modelo de clasificación para la selección de sitios para restauración.
5. Realizar una caracterización y evaluación de la condición del arrecife de Akumal haciendo énfasis en los componentes de la R-RW.
6. Definir sitios prioritarios de restauración para el arrecife de Akumal

7. Materiales y métodos

7.1 Desarrollo de los atributos y escalas de la Reef Recovery Wheel

Las categorías de los atributos de la Recovery Wheel del SER se adaptaron a las metas generales para la restauración de arrecifes de coral. Se conservaron los seis atributos ecológicos principales de los sistemas postulados por la Recovery Wheel (Tabla 2), adaptando los sub-atributos claves al arrecife coralino (Reef-Recovery Wheel) que propuso CRIAP-INAPESCA (Padilla-Souza y Morales-Guadarrama, 2017; Santana-Cisneros *et al.*, 2018).

A partir de la revisión bibliográfica de los indicadores que se utilizan para medir la condición, función y complejidad arrecifal se definió la importancia de cada sub-atributo en la restauración de corales y la manera de evaluar a cada uno. (Aronson *et al.*, 1994; Healthy Reef, 2008, 2015; García-Guzmán, 2013; Lirman y Miller, 2003;

Carne *et al.*, 2016; Hein *et al.*, 2017; González-Barríos y Álvarez-Filip, 2018). Se utilizó una escala de gradiente acumulativo de 1 -condiciones críticas- a 5 -condiciones ideales-, definiendo las características específicas en cada categoría con el fin de evitar la subjetividad de interpretación por parte de los usuarios de la R-RW.

Tabla 2. Adaptación de la Reef-Recovery Wheel: Atributos del SER divididos en los sub-atributos. RW: Recovery Wheel; R-RW: Reef-Recovery Wheel.

Atributo del SER	Propuesta Original SER Sub-atributo RW	Adaptación a ecosistemas de arrecifes coralinos Sub-atributo R-RW
Ausencia de amenazas	1. Especies invasoras	1. Especies invasoras
	2. Contaminación	2. Turismo
	3. Sobreexplotación	3. Actividades pesqueras
		4. Anomalías térmicas
Condiciones físicas	4. Físicoquímica del agua	5. Calidad de agua
	5. Química del sustrato	6. Sedimentación
	6. Física del sustrato	7. Sustrato físico
Composición de especies	7. Plantas deseables	8. Bentos deseable
	8. Animales deseables	9. Necton deseable
	9. Especies indeseables	10. Especies indeseables
		11. Macroalgas
Diversidad estructural	10. Estratos vegetales	12. Constructores arrecifales primarios
	11. Niveles tróficos	13. Corales duros
	12. Mosaico espacial	14. Rugosidad
Funciones ecosistémicas	13. Productividad/ciclaje	15. Corales reproductores
	14. Resiliencia/reclutamiento	16. Condición de coral
	15. Hábitat e interacciones	17. Herbivoría
Intercambios externos	16. Flujo genético	18. Reclutamiento de corales
	17. Conectividad	19. Conectividad
	18. Flujos del paisaje	20. Flujos del paisaje

7.2 Generación de Modelo de referencia

Actualmente, no existen arrecifes coralinos prístinos que puedan ser utilizados como sitios de referencia (Pandolfi *et al.*, 2003; Knowlton y Jackson, 2008; Graham *et al.*, 2014; Hughes *et al.*, 2017). Sin embargo, el SER menciona que se puede definir o construir a partir de una integración de características de múltiples sitios para generar un modelo de referencia con objetivos y metas realistas (Gann *et al.*, 2019). Con el propósito de generar metas de recuperación, se utilizó la base de datos de AGRRA de 1997-2018, para extraer 60 sitios de arrecifes evaluados como sanos, que presentaran características comunitarias y estructurales de alta diversidad, complejidad de hábitat, y con una cobertura de corales mayor a 30% de constructores arrecifales primarios (*Acroporas*, *Orbicellas* y *Montastrea*) (Gardner, 2003; Álvarez-Filip *et al.*, 2011; Graham y Nash, 2013). Además, este arrecife modelo se complementó con información teórica y los reportes de salud de Healthy Reefs (2008, 2012, 2015, 2018, 2020).

7.3 Prueba piloto R-RW

Para poder probar las escalas que se definieron en cada uno de los atributos, se realizó una prueba piloto implementando la R-RW en los datos colectados del “Programa interdisciplinario de restauración activa para compensar daños antropogénicos en arrecifes coralinos del Caribe Mexicano” que se realizó del 2012 a 2016, con la siembra de ~2,507 fragmentos de ocho especies de corales, en dos áreas arrecifales afectadas por encallamiento: Arrecife Cuevones en Punta Cancún y Arrecife Manchones en Isla Mujeres (Figura 3), ambos dentro del Área Natural Protegida del PNCOIMPCP, Quintana Roo, México (Padilla-Souza *et al.*, 2017; Padilla-Souza *et al.*, 2018).

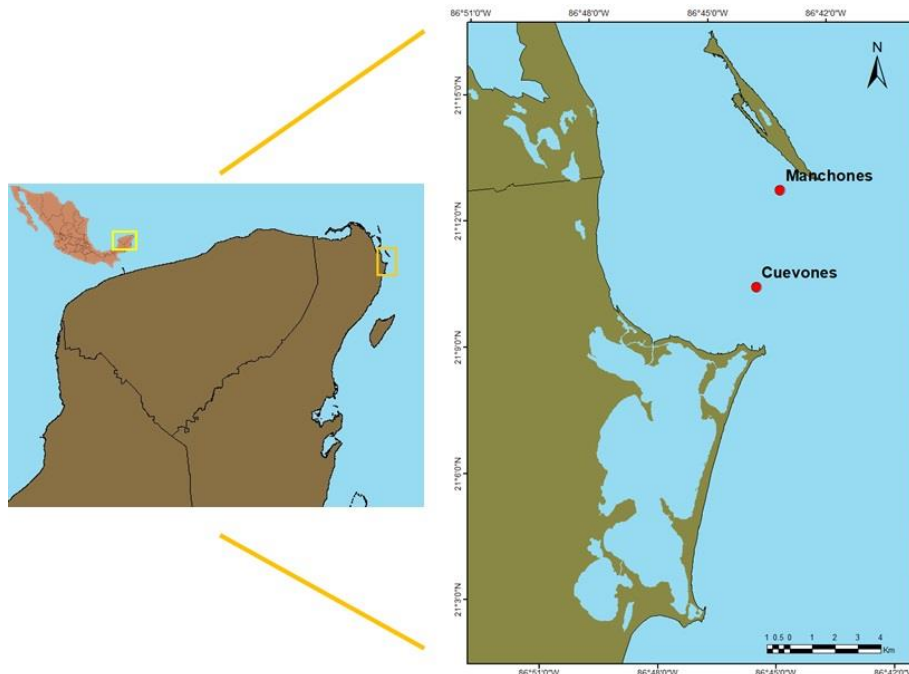


Figura 3. Mapa del Arrecife Cuevaones y Manchones en Quintana Roo, México.

7.4. Modelo de clasificación para categorizar sitios de restauración con base a los sub-atributos de la Reef-Recovery Wheel

Se utilizó la metodología propuesta por Breiman (2001) para generar el modelo de clasificación, en el Software R-Studio versión 1.1.463, utilizando el paquete de “randomForest” (Liaw y Wiener, 2002). Es un modelo estadístico de segmentación jerárquica, que predice el valor de una variable de respuesta a partir de los valores de múltiples predictores. El modelo está compuesto por múltiples árboles de regresión, que clasifican los datos del modelo en una serie de particiones binarias, donde las divisiones de cada nodo de cada árbol se basan en un subconjunto aleatorio de predictores disponibles (Breiman, 2001).

Se utilizó un aprendizaje supervisado para el modelo de Random Forest, con un conjunto de variables clasificadas con las características que debe detener el sitio para definir si se puede realizar acciones de restauración o no, generando un conjunto de datos de entrenamiento con datos sintéticos para el modelo, permitiendo realizar predicciones futuras con base a esta clasificación.

Para generar los datos de entrenamiento, se hizo una revisión bibliográfica sobre los indicadores que se utilizan para seleccionar un sitio para restauración, y se definieron los sub-atributos de la R-RW según el potencial de mejorar la situación a través de acciones de restauración activa con énfasis en la siembra de corales, considerando la sobrevivencia a corto y largo término de los corales, tal como

sugiere Shaver *et al.*, (2020). Se generó una base de datos sintéticos con 320 registros para tener una representación significativa de los datos de entrenamiento para el modelo, simulando sitios del arrecife con características de la R-RW. La clasificación supervisada se llevó a cabo para definir cuatro categorías de vocación de actividades de restauración activa: 1) Sitios no aptos, 2) Sitios aptos, 3) Sitios prioritarios, y 4) Sitios fuente. Se generaron 80 sitios para cada categoría, cumpliendo con las siguientes características en la evaluación de la R-RW (Anexo 1):

1. Sitios No Aptos: Cuando no es recomendable, ni factible realizar acciones de restauración activa sin antes mejorar la situación regional que se encuentra en el sitio. Considerado como alta prioridad los sub-atributos de *anomalías térmicas*, este sub-atributo se encuentra en un nivel de 1 y 2 en la R-RW (Rinkevich, 2015, Anthony *et al.*, 2020), con alertas de blanqueamiento de la NOAA; y *condición de coral* en un nivel de 1 y 2, debido a que serían sitios con alta incidencia de enfermedades (Johnson *et al.*, 2011; Ladd *et al.*, 2019). También los sub-atributos de *calidad del agua*, *sedimentación* y *sustrato físico* presentan niveles de 1 y 2 en la R-RW, indicando que las características físicas del sitio no son adecuadas acciones que incluyan la siembra de corales. Estas características afectan negativamente la sobrevivencia de los corales, disminuye la resiliencia en el sitio y da indicio de que los impactos antropogénicos son constantes.
2. Sitios Aptos: La *cobertura de coral* es baja (nivel de 1 y 2 en la R-RW), indicando que es necesario realizar acciones para mejorarla, las *anomalías térmicas*, y la *condición de coral* en niveles de 3 a 5 en la R-RW, indicando que la incidencia de enfermedades es baja y que se encuentran en sitios sin alertas de blanqueamiento, siendo menos propensos a altos rangos de mortalidad. Se pueden realizar acciones de restauración activa, sin embargo, es necesario trabajar en sinergia con acciones indirectas para mejorar los sub-atributos de *calidad de agua* y *macroalgas* (niveles 1 a 3 en la R-RW), además de implementar acciones para remover especies indeseables
3. Sitios Prioritarios: La cobertura de coral es baja (niveles de 1 y 2 en la R-RW), pero las condiciones son adecuadas para realizar acciones de restauración activa con esfuerzos locales enfocados en la siembra de corales, sin necesidad de invertir mayor tiempo en actividades indirectas, como el mejoramiento de la calidad de agua. Los sub-atributos de *anomalías térmicas*, se encuentran en niveles de 4 y 5 en la R-RW, son sitios menos propensos a altos rangos de mortalidad por eventos de blanqueamiento. Los sub-atributos de *condición de coral*, que indica la incidencia de

enfermedades; *macroalgas*, *sustrato físico* y *calidad de agua* se encuentran en niveles de 3 a 5 en la R-RW.

4. **Sitios Fuente:** Sitios que no necesitan realizar acciones de restauración debido a que se encuentran con una cobertura de coral adecuado, los sub-atributos de *cobertura de corales* y *constructores arrecifales primarios* se encuentran en niveles 3 a 5 en la R-RW, indicado al modelo que no es una zona que necesite realizar acciones de restauración. Existen coberturas de corales constructores arrecifales primarios con tamaño de reproductor y no presentan alto índice de enfermedades, los sub-atributos de *corales reproductores* y *condición de coral* se encuentran en los niveles 3 a 5 en la R-RW, por lo que pueden considerarse para ser colonias donadoras para viveros de coral.

Posteriormente, una vez generado el conjunto de datos de entrenamiento con los datos sintéticos, se utilizó la información para que funcionen como predictores en el modelo de clasificación, aplicando el modelo de Random Forest, el cual por medio de los algoritmos reconoce el tipo de características en cada categoría para generar los diferentes árboles y definir las aptitudes de vocación que tienen los sitios de restauración.

La ecuación 1, es el modelo de Random Forest creado para la clasificación de los sitios, utilizando de manera aleatoria el 80% de los datos de entrenamiento. La ecuación 2, es la validación cruzada del modelo, para determinar el porcentaje de acierto del modelo.

1) Model <- randomForest (Categoría~, data=trainset, ntree=500, importance=TRUE)

Categoría~: es la categoría que se dió a cada sitio en la base de datos sintéticos (A: no aptos, B: aptos, C: prioritarios, y D: fuente).

data: la base de datos que utilizó el modelo como datos de entrenamiento, utilizando al azar el 80% de los datos sintéticos

ntree: el número de árboles realizados en el modelo.

Importance: Importancia de las variables del modelo de RandomForest

2) Validación <-rf.crossValidation (model, train [,1:20], p=0.10, n=20, ntree=500)

Model: Modelo de Random Forest de la ecuación 1

Train: La base de datos que utilizó el modelo como datos de entrenamiento

n= Número de validaciones cruzadas que se realizan aleatoriamente

p= Fracción que se va a utilizar para la validación

ntree= número de árboles realizado en el modelo.

Una vez aplicado el modelo de Random Forest con su validación, se determinó la importancia que tuvo cada sub-atributo de la R-RW (Ecuación 3, que calcula el aporte de cada variable en el modelo para hacer predicciones precisas). La

ecuación 3, genera una regresión de cada variable para cada categoría de vocación y la medición del decremento medio de la precisión de cada variable (Mean Decrease Accuracy -MDA-), también conocido como importancia de permutación, donde permutan los datos de esa variable, mientras todas las demás se dejan sin cambiar para determinar el error de predicción.

```
3) VariableImportance <- Importance (Model)
```

Model: modelo de Random Forest de la ecuación 1

7.5. Caracterización y aplicación de la Reef-Recovery Wheel en el arrecife de Akumal, Quintana Roo.

Se aplicó la R-RW utilizando un muestreo estratificado en el arrecife de Akumal y sitios aledaños, a partir de una revisión de imágenes de satélite (Figura 4). Se obtuvieron datos de un total de 51 sitios de muestreo distribuidos en la laguna arrecifal (ocho), el frente arrecifal (25) y la pendiente arrecifal (18).

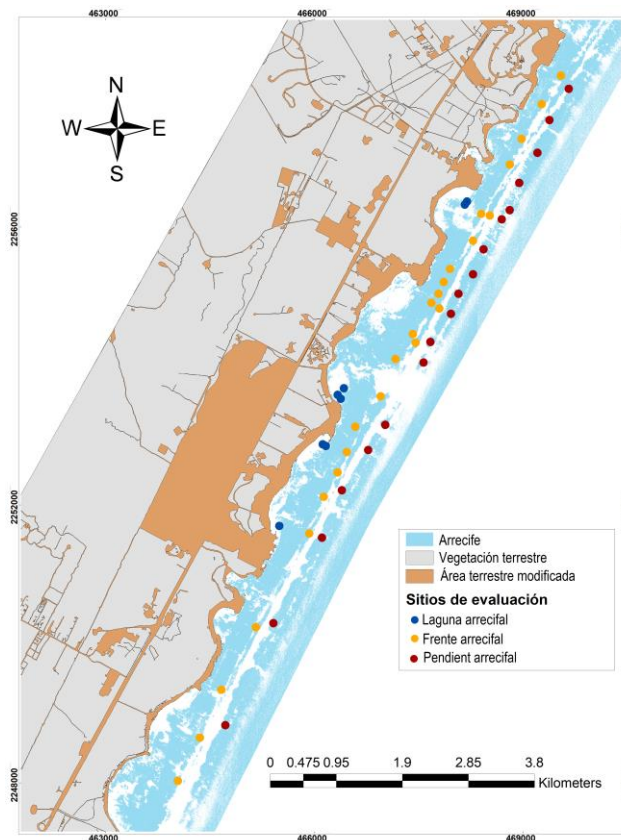


Figura 4 Mapa de Akumal con los sitios de muestreo en las tres principales zonas del arrecife: La laguna, el frente y la pendiente arrecifal

Para definir los componentes de la R-RW, se realizó una recopilación de información previa del sitio y se aplicaron diferentes técnicas de muestreo en campo para determinar cada sub-atributo a partir de los indicadores definidos en la Tabla 2.

Para determinar los sub-atributos de *especies invasoras*, *sustrato físico*, *bentos deseables*, *especies indeseables* (organismos bentónicos: cnidarios, gasterópodos), *constructores arrecifales primarios*, *corales reproductores*, *condición de coral*, *macroalgas y conectividad*, se realizaron video-transectos con una cámara Go-Pro Hero 4 Black con luces Sidekick con 600 lumens, aplicando la técnica propuesta por Garza-Pérez *et al.* (2011), que consiste en filmar el sustrato arrecifal perpendicularmente al fondo, en un transecto de 50m de largo por al menos 0.6m de ancho. Se identifican corales duros a nivel de especie, algas, zoántidos y tunicados a nivel de tipo, octocorales y esponjas a nivel de morfotipo y sustratos inertes en 40 pausas con 13 puntos posicionados sistemáticamente en la pantalla, para un total de 520 puntos por transecto para estimar el porcentaje de cobertura de cada categoría. En una revisión adicional cuadro por cuadro del video de cada transecto se registraron el número de colonias de coral duro por especie, así como las lesiones y enfermedades coralinas presentes.

La estimación del sub-atributo *rugosidad*, se obtuvo mediante el posicionamiento de una cadena de longitud conocida debajo del transecto delineando la estructura del sustrato, paralelamente a la filmación del videotransecto, en el transecto de 50m de largo para definir la longitud alcanzada real de la cadena (Aronson *et al.*, 1994). Utilizando la fórmula del índice de rugosidad:

$$CT = 1 - \frac{x}{Lc}$$

CT= Complejidad topográfica

x= Longitud alcanzada por la cadena delineando la estructura del sustrato

Lc= Longitud de cadena conocida de 20 m de largo

La estimación del sub-atributo *reclutamiento de corales* se aplicó a lo largo del transecto, posicionando cuadrantes de 25x 25 cm cada 5 m identificando corales ≤ 2 cm. Para los sub-atributos que incluyen monitoreo de peces, como *especies invasoras*, *herbivoría*, *necton deseable*, *especies indeseables* (peces con afectación al coral), se realizaron censos visuales a lo largo del mismo transecto de 50m, para un área mínima de 100 m² (50 x 2 m).

Los sub-atributos *de calidad del agua* (concentración de nutrientes) y *de sedimentación* se obtuvieron a partir de los registros de Naranjo-García (2016) en la zona de Akumal. Para determinar la *calidad de agua*, con base a la información obtenida, se utilizó el índice de TRIX con la fórmula de Jørgensen *et al.* (2010):

$$TRIX = \frac{K}{n} * \sum \frac{Mi - Li}{Ui - Li}$$

K= 10 (Para escalar los resultados entre 0 y 10)

n= 4 (número de las variables que se integran: Nitrógeno inorgánico disuelto, fosforo, clorofila a y oxígeno disuelto)

Mi= El valor medido de la variable *i*

Ui= Límite superior de la variable *i*

Li= Límite más bajo de la variable *i*

Los sub-atributos de *turismo* y *actividades pesqueras*, a partir de los registros de actividades de snorkel y buceo, y el tipo de actividades pesqueras permitidas en la zona obtenidos del Centro Ecológico de Akumal (CEA). El sub-atributo de *anomalías térmicas*, se obtuvo a partir de la revisión del Sistema de Información y Análisis Marino Costero (SIMAR) de CONABIO (<https://simar.conabio.gob.mx/>).

7.6 Clasificación de sitios para restauración en el Arrecife de Akumal

Una vez aplicada la metodología de evaluación de la R-RW en cada sitio seleccionado en Akumal, se aplicó el modelo de Random Forest en el software RStudio para clasificarlos según las características que tuvieron en la R-RW, con el fin de demostrar cómo se define la vocación de los sitios muestreados en un área extensa, y se presentaron espacialmente en un mapa las categorías de vocación de sitios para restauración de acuerdo al esquema de clasificación propuesto en la sección 7.4.

8. Resultados

8.1 Desarrollo de los atributos y escalas de la Reef Recovery Wheel

En la Tabla 3 se encuentran los atributos, sub-atributos y las escalas en gradiente acumulativo de 1 a 5, definidas para la R-RW. En los siguientes apartados se explican los sub-atributos utilizados en cada categoría y como se definen las escalas de cada sub-atributo.

Tabla 3. Escalas de los sub-atributos de la Reef-Recovery Wheel

Atributo	Sub-atributo	Indicador	1	2	3	4	5
Ausencia de amenazas	1. Especies invasoras	Abundancia pez león (ind/100m ²)	>5	3-4	2	1	0
	2. Turismo	Número de actividades recreacionales/sitio/año	>7,000	7,000-5,001	5,000-4,000	< 4,000	Sin actividades recreacionales
	3. Actividades pesqueras	Zonas de pesca y tipo de vigilancia en la zona	Presencia de pesca ilegal	Zona de pesca con poca regulación	Zonas de pesca con regulación	NTMR o zona núcleo en AMP con poca vigilancia	NTMR o zona núcleo en AMP con regulación. Sin actividad de pesca
	4. Anomalías Térmicas	Niveles de estrés al blanqueamiento - Liu <i>et al.</i> , 2018	Alerta de blanqueamiento nivel 2 1≤HotSpot 8≤DHW	Alerta de blanqueamiento nivel 1 1≤HotSpot 4≤DHW<8	Advertencia de blanqueamiento 1≤HotSpot 0≤DHW<4	Vigilancia de blanqueamiento 0<HotSpot<1	Sin estrés HotSpot≤0

Continuación Tabla 3. Escalas de los sub-atributos de la Reef-Recovery Wheel

Atributo	Sub-atributo	Indicador	1	2	3	4	5
Condiciones físicas	5. Calidad de agua	Índice de eutrofización TRIX - Penna <i>et al.</i> (2004), Jørgensen <i>et al.</i> (2010)	10>8	7.9>6	5.9>5	4.9>4	<3.9
	6. Sedimentación	Tasa de sedimentación (mg/cm ² /día) - Pastorok y Bilyard, 1985; Rogers, 1990	>51	36-50	26-35	10-25	<10
	7. Sustrato físico	Proporción de sustrato consolidado	Estructura calcárea expuesta, cantos rodados dañando especies pioneras. Áreas adyacentes con alta influencia en transporte de pedacería. <30% sustrato consolidado	Especies pioneras consolidando. Áreas adyacentes con poca influencia de transporte de cantos rodados para dañar significativamente las especies pioneras. 30-50% Sustrato consolidado	Especies pioneras consolidando y los corales comienzan aportar complejidad estructural, los cantos rodados son ocasionales fragmentos dañados de coral. Áreas adyacentes no tienen transporte de cantos rodados. 50-70% sustrato consolidado	Especies pioneras han consolidado, los corales constructores con tamaño para ser reproductores, Comienza la acreción arrecifal 70-80% de sustrato consolidado	Estructura calcárea consolidada y en proceso de acreción pues permite el crecimiento, reproducción y reclutamiento de especies de corales constructores arrecifales 80-100% sustrato consolidado

Continuación Tabla 3. Escalas de los sub-atributos de la Reef-Recovery Wheel

*Listado de los Bentos deseables en la Tabla 5; **Listado de las Especies indeseables en la Tabla 7

Atributo	Sub-atributo	Indicador	1	2	3	4	5
Composición de especies	8. Bentos deseable*	Presencia de especies deseables -Listado 16 especies*	0	1-2	3-4	5-6	>7
	9. Necton deseable	Biomasa de peces de importancia comercial (g/100m ²) -Healthy Reef (2022)	<389	390-799	800-1209	1210-1619	>1620
	10. Especies indeseables**	Presencia de especies según su grado de afectación con los corales duros -Listado de ocho especies**	Presencia de dos o más de las categorías de severidad	Severidad nivel cuatro	Severidad nivel tres	Severidad nivel dos	Ninguna especie o severidad nivel uno
	11. Macroalgas	Porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas -Healthy Reef, 2022	>25 %	12.1 - 25 %	5.1 - 12 %	1- 5 %	<1 %
Diversidad estructural	12. Constructores arrecifales primarios	Cobertura relativa de corales constructores arrecifales	<25%	25-50%	51-60%	61-70%	>70%
	13. Corales duros	Cobertura (%) de corales duros - Healthy Reef, 2022	<5%	5 – 9.9%	10 – 19.9%	20 – 39.9%	>40%
	14. Rugosidad	Índice de rugosidad -Aronson <i>et al.</i> , 1994	<0.2	0.2 – 0.4	0.4 – 0.5	0.5 – 0.7	>0.7

Continuación Tabla 3. Escalas de los sub-atributos de la Reef-Recovery Wheel

Atributo	Sub-atributo	Indicador	1	2	3	4	5
Funciones ecosistémicas	15. Corales reproductores	Cobertura relativa de los corales constructores arrecifales primarios que tienen la talla de reproducción (%)	<25%	25-49%	50-64%	65-84%	>85%
	16. Condición de coral	% de los corales presentes que tienen algún tipo de daño o enfermedad - Healthy reef, 2008	>6%	4.1-6%	2.1-4%	1-2%	<1%
	17. Herbivoría	Biomasa de peces herbívoros (g/100m ²) -Healthy reef, 2022	<989	990-1859	1860-2739	2740-3289	>3290
Intercambios externos	18. Reclutamiento de corales	Densidad promedio de reclutas (ind/m ²) -Healthy reef, 2008	<2	2 - 2.9	3 - 4.9	5 - 9.9	>10
	19. Conectividad	Proporción de reclutas/juveniles: Incubador:Desovador	No reclutas/juveniles	1 : 0	2 : 1	1 : 1	1 : ≥2
	20. Flujos del paisaje	Distancia del arrecife con pastizales y manglares	Sin conexión directa con pastizales y manglares >10 km	Conexión directa con Pastizales o manglares 5.1≥10 km	Conexión directa con Pastizales o manglares 3.1≥5 km	Conexión directa con Pastizales o manglares 1 ≥3 km	Conexión directa con pastizales o manglares <1 km

8.1.1 Ausencia de amenazas:

En el RW (McDonald *et al.*, 2016) el atributo Ausencia de Amenazas se define como algo que originalmente no se encuentra en el ecosistema y su presencia actúa de manera deletérea. Con base a la literatura (Rinkevich, 1995; Jackson, 1997; Harriott, 2002; Bellwood *et al.*, 2004; Albins y Hixon, 2008; Arias-González *et al.*, 2011; Jackson *et al.*, 2001, 2014), las amenazas consideradas en la R-RW son:

-Sub-atributo Especies Invasoras: Es un punto clave para la competencia interespecifica en el ecosistema, afectando la comunidad nativa del arrecife ya sea con el desplazamiento o depredación de especies, alterando la estructura trófica. Para la R-RW se utilizó como indicador la abundancia del pez león (*Pterius volitans*) debido a que es reconocido como el principal invasor en el Caribe (Schofield, 2010; Albins y Hixon, 2013; Hixon *et al.*, 2016). Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se obtuvieron con referencia a la abundancia promedio registrada de la base de datos del AGRRA (1997-2018), en donde de los 786 sitios monitoreados, se registró el pez león en 187 sitios, con abundancia máxima de 6 org./100m², por lo que se consideró como referencia para la escala crítica (1); La escala regular (3) fue el promedio de todos sitios con 2 org./100m²; y la escala óptima (5) fue no encontrar ningún organismo.

-Sub-atributo Turismo: La industria turística de sol y playa, que en el Golfo de México, Caribe y Atlántico Occidental generalmente está asociada a sitios con arrecifes coralinos, ha generado cambios en las zonas costeras a través del desarrollo urbano, el incremento en las presiones sobre los recursos y al aumento en la contaminación de las aguas epicontinentales y marinas (Spalding *et al.*, 2017; Carlson *et al.*, 2019; Sumanapala y Wolf, 2022). Adicionalmente actividades turísticas asociadas directamente a los arrecifes como el snorkel y buceo contribuyen a la degradación ecológica cuando no son llevadas de manera adecuada, provocando el contacto directo con los corales, la re-suspensión de sedimento, o la modificación en el comportamiento de los peces arrecifales (Rinkevich, 1995; Hawkins *et al.*, 1999; Baker y Roberts, 2004; Graham y Cooke, 2008; Gil *et al.*, 2015; Cerutti-Pereyra *et al.*, 2021).

Las escalas de la R-RW (Tabla 3), se definieron como la escala óptima (5) arrecifes cerrados a actividades recreacionales; la escala regular (3) entre 5,000 a 3,000 visitantes/sitio/año, coincidiendo con la capacidad de carga efectiva del arrecife que han sugerido algunos autores (Hawkins y Robert, 1993; Zakai y Chadwick-Furman, 2002; Renfro y Chadwick, 2017), y la escala crítica (1) >7,000 visitantes/sitio/año debido a que al exceder la capacidad de carga se observa efectos negativos en los arrecifes (Hawkins y Robert, 1993; Schleyer y Tomalin, 2000, Jackson *et al.*, 2014).

-Sub-atributo Pesca: La pesca es de las actividades de explotación más importante en los arrecifes, y se ha desarrollado en las áreas donde los humanos tienen acceso a sitios con organismos de consumo e interés comercial (Russ y Alcalá, 1989; McManus, 1997). El problema ocurre con la sobrepesca, afectando las comunidades de peces y modificando la red trófica en los arrecifes, removiendo a depredadores y especies claves (Jackson *et al.*, 2014; Hixon, 2015).

Actualmente, existen áreas para la recuperación y conservación de los recursos pesqueros, donde no se permite ninguna actividad de pesca (Zonas de Refugio Pesquero -ZRP- y zonas núcleo en Áreas Marinas Protegidas) (Roberts *et al.*, 2001; Halpern y Warner, 2002; McCook *et al.*, 2010), y se ha demostrado que tienen mayor diversidad y efectos positivos en comparación de aquellos en donde se permite la pesca, sin embargo la pesca ilegal en estas ZRP asociada a la falta de presupuesto para su vigilancia reduce su efectividad (López-Garro *et al.*, 2016; Gill *et al.*, 2017; Harasti *et al.*, 2019)

Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se establecieron respecto a la localización de los sitios de restauración; si se encontraban en zonas de pesca o sitios restringidos y su nivel de observancia con regulaciones establecidas. La escala óptima (5) son ZRP o zonas núcleo con regulación, no se realiza ninguna actividad de pesca; la escala buena (4) son ZRP o zonas núcleo de AMP con poca vigilancia; la escala regular (3) son zonas de pesca con regulación, es decir con vigilancia en la zona, se respetan los permisos, las vedas y las zonas de captura; la escala mala (2) son zonas de pesca con poca regulación, no se realiza una vigilancia, la pesca es mayor que los permisos permitidos (cuotas, embarcaciones); la escala crítica (1) es cualquier zona protegida o no en donde exista pesca ilegal constante.

-Sub-atributo Anomalías térmicas: El incremento de la temperatura del mar promueve el incremento y severidad de los eventos de blanqueamiento y enfermedades coralinas (Eakin *et al.*, 2012; Sully *et al.*, 2019). La Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (National Oceanic and Atmospheric Administration -NOAA-) monitorea la temperatura superficial del mar y tiene un sistema de monitoreo de corales para predecir los eventos de blanqueamiento (Coral Reef Watch, Coral Bleaching Heat Stress Monitoring), a partir de las anomalías térmicas del mar, se presenta los sitios con las temperaturas superiores a la media mensual máxima (Hot spot) y la acumulación de estrés térmico de los últimos tres meses (Degree Heating Weeks -DHW-). La NOAA define cinco niveles para predecir y clasificar la severidad potencial del blanqueamiento: 1) Sin estrés; 2) Vigilancia de blanqueamiento (Poco estrés, como palidecimiento en algunas partes de la colonia); 3) Advertencia de blanqueamiento (Posible blanqueamiento); 4) Alerta nivel 1 (Blanqueamiento); 5) Alerta nivel 2 (Mortalidad) (Liu *et al.*, 2008; Eakin *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2018).

Para tener una tendencia temporal de la amenaza térmica en el sitio de interés a restaurar, se utilizaron los niveles que maneja la NOAA para predecir los eventos de blanqueamiento en las escalas de la R-RW (Tabla 3) (Liu *et al.*, 2018), utilizando el promedio de los Hot spots y el DHW de los últimos 5 años del sitio para determinar si es propenso a eventos de blanqueamiento.

8.1.2. Condiciones físicas:

En el RW (McDonald *et al.*, 2016) el atributo Condiciones Físicas se define como las propiedades físicas, químicas, hidrológicas y de sustrato importantes para el ecosistema; con base a la literatura (Rogers, 1990; Dubinsky y Stambler, 1996; Lapointe, 1997, Kleypas *et al.*, 1999; Ceccarelli *et al.*, 2020; Goergen *et al.*, 2020) en la R-RW las condiciones físicas en los arrecifes se consideran:

-Sub-atributo Calidad de agua: Una de las principales características ambientales que deben existir para el desarrollo óptimo de un arrecife coralino son las aguas transparentes y oligotróficas. Las actividades antropogénicas han tenido un impacto regional y local en la eutrofización del arrecife, con afectaciones desde aumento de macroalgas, y un desequilibrio entre las zooxantelas y los corales provocando un aumento en el blanqueamiento (Dubinsky y Stambler, 1996; Koop *et al.*, 2001; Szmant, 2002) y en la incidencia de enfermedades coralinas (Bruno *et al.*, 2003; Kuntz *et al.*, 2005; Vega-Thurber *et al.*, 2014). Para medir el estado trófico del agua en el arrecife, se utilizó el índice TRIX de Vollenweider *et al.* (1998), que evalúa valores de concentración de clorofila *a*, oxígeno disuelto, nitrógeno y fosforo; utilizando los valores de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) y fosforo inorgánico (P-PO₄) (Canu *et al.*, 2003; Herrera-Silveira *et al.*, 2009). Se adaptó el índice TRIX a partir de la formula sugerida por Jørgensen *et al.* (2010) con los valores máximos y mínimos de los parámetros de calidad de agua para los arrecifes de coral de cada parámetro (Tabla 4), las escalas de la R-RW se establecieron con base a una modificación de la clasificación del índice TRIX (Penna *et al.* 2004) quienes clasifican la calidad de agua en un rango de 1 (oligotrófico) a 8 (eutrófico).

Tabla 4. Valores mínimos y máximos de los parámetros de calidad de agua para los arrecifes de coral.

Parámetros	Mínimo	Máximo	Referencia
Nitrógeno inorgánico disuelto (DIN)	1 µM	4 µM	Bell, 1991; Koop <i>et al.</i> , 2001; Vega-Thurber <i>et al.</i> , 2014
Fosforo (PO ₄ -P)	0.1 µM	2 µM	Bell, 1991; Bruno <i>et al.</i> , 2003
Clorofila <i>a</i>	0.1 mg/m ³	0.7 mg/m ³	Bell, 1991; De'ath y Fabricius, 2010
Oxígeno disuelto	4 ml/L	8 ml/L	Cope, 1986; Haas <i>et al.</i> , 2014

-Sub-atributo Sedimentación: Puede tener un efecto significativo en los corales duros dependiendo de la tasa de sedimentación, donde valores ≤ 10 mg/cm²/día corresponden arrecifes que no se encuentran en estrés por actividades humanas, 10-50 mg/cm²/día son arrecifes que se encuentran un estrés moderado a severo y los que pasan los 50mg/cm²/día tienen un estrés crítico (Pastorok y Bilyard, 1985; Rogers, 1990). Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se generaron con base al grado de impacto en los corales en relación a las tasas de sedimentación mencionadas por esos autores.

-El sub-atributo de Sustrato físico: La presencia de sustrato consolidado mejora el reclutamiento, aumenta la sobrevivencia de los corales transplantados, e incrementa la complejidad del hábitat (Hennige *et al.*, 2017; Fox *et al.*, 2005; Raymundo *et al.*, 2007; Rojas *et al.*, 2008; Graham y Nash, 2013; Ceccarelli *et al.*, 2020), además de ser importante para definir zonas donde se puedan realizar acciones activas de restauración como la siembra de corales. La presencia de sustratos no consolidados como pedacería de coral, puede retrasar la recuperación del arrecife por el movimiento, sofocación y daño mecánico a las colonias (Lindahl, 2003; Rojas *et al.*, 2008; Ceccarelli *et al.*, 2020; Kenyon *et al.*, 2020). La clasificación de la R-RW se estableció en términos de la proporción de fondos consolidados en el área de interés y las zonas adyacentes; las especificaciones de la escala se presentan en la Tabla 3.

La escala optima (5) es cuando existe una estructura calcárea consolidada y permite el crecimiento, reproducción y reclutamiento de especies de corales, no existe cantos rodados en zonas adyacentes, que puedan dañar el sitio de interés, ya sea con pedacería o sedimento, dando como referencia un porcentaje de sustrato consolidado del 80 al 100% (Yavav *et al.*, 2016; Gouezo *et al.*, 2021).

La escala buena (4), es cuando existe una estructura calcárea consolidada, sin embargo, existe ocasionalmente fragmentos de coral, no existe cantos rodados en zonas adyacentes, pero pueden presentarse sitios con sedimentación que tienen poca influencia en la mortalidad de los corales, dando como referencia un porcentaje de sustrato consolidado del 70-80% (Ceccarelli *et al.*, 2020).

La escala regular (3) es cuando los cantos rodados son ocasionalmente fragmentos de corales dañados, el tamaño y movilización de la pedacería es menor a la escala crítica, las especies pioneras de corales (no constructoras arrecifales) están consolidando el sustrato y los corales comienzan aportar complejidad estructural, las áreas adyacentes tiene casi un nulo transporte de cantos rodados, sin embargo puede presentarse sedimentación y poca pedacería en el sitio de interés, dando como referencia un sustrato consolidado del 50 al 70%. (Gibbs, 2016; Kenyon *et al.*, 2020).

La escala mala (2), es cuando estructura calcárea no se encuentra expuesta, empieza a presentarse especies pionera consolidando el sitio; las áreas adyacentes presentan

trasporte de cantos rodados pero en ambiente con poca energía, disminuyendo el transporte de la pedacería, puede asociarse a sitios dominados por fondos de arena ocasionando sofocación a colonias de coral en la zona de interés, y restringiendo la recuperación del arrecife, dando como referencia base un sustrato consolidado del 30-50 % (Lindahl, 2003; Fox *et al.*, 2003; Ceccarelli *et al.*, 2020; Kenyon *et al.*, 2020).

La escala crítica (1) es cuando se presenta una estructura calcárea expuesta, cantos rodados dañando especies pioneras. Áreas adyacentes con alta influencia en transporte de pedacería, normalmente son sitios donde han pasado huracanes, ciclones o algún accidente náutico, dando como referencia un sustrato consolidado del <30% (Viehman *et al.*, 2018; Ceccarelli *et al.*, 2020).

8.1.3 Composición de especies:

En el RW (McDonald *et al.*, 2016) el atributo de composición de especies se define como la presencia de especies nativas de plantas y animales que aportan una diversidad genética al ecosistema, integrando la ausencia de especies indeseables que representan una amenaza para las especies claves del ecosistema, con base a la literatura (McField y Kramer, 2007; Graham y Nash, 2013; Boaden y Kingsfor, 2015; Newman *et al.*, 2015) en la R-RW la composición de especies se considera:

-Sub-atributo Bentos deseable: Las especies clave de bentos para el arrecife son los corales, debido a que la presencia, abundancia y desarrollo de estas especies proporciona una complejidad al arrecife que promueve alta abundancia y diversidad de especies al ecosistema (Cornell y Karlson, 2000; Komyakova *et al.*, 2013; Newman *et al.*, 2015). Este sub-atributo está basado en la evaluación de la riqueza de corales que se encuentran en el arrecife, debido a que la diversidad de especies en un ecosistema ayuda en la productividad y ciclaje de nutrientes (Duffy, 2003, 2009; Brandl *et al.*, 2019). Tener una diversidad de las especies de coral es un punto importante en la restauración, Cabaitan *et al.* (2015) mencionan que unos arrecifes con mayor variedad de especies tienen mayor efectividad de éxito para el restablecimiento de la comunidad arrecifal en comparación con parches que presentan corales de una especie. Sin embargo, existen algunas especies que tienen un mayor aporte a las funciones ecosistémicas, por ejemplo, los corales duros que presentan una mayor contribución en los balances de carbonato (Tabla 5), y aportan complejidad arrecifal (Álvarez-Filip *et al.*, 2013; González-Barrios y Álvarez-Filip, 2018; González-Barrios *et al.*, 2021).

En las especies de bentos deseables, también se incluyó el erizo *Diadema antillarum* y el cangrejo *Mithrax spinosissimus* por su función herbívora (McField y Kramer, 2007;

Butler y Mojica, 2012; Goh y Lim, 2015; Cano *et al.*, 2021; Spadaro y Butler, 2021), no se incluyen en el sub-atributo de *herbivoría* porque no existe un valor de abundancia óptimo/malo para evaluar a un nivel de escala de sitio que esté justificado. Sin embargo, que se encuentren en el arrecife es un indicador que la estructura del arrecife proporciona refugio para estas especies, y posiblemente por sus hábitos nocturnos, se encuentren en mayores proporciones en la noche, teniendo un impacto significativo a un nivel de escala de sitio (Francis *et al.*, 2019; Shulman, 2020; Spadaro y Butler, 2021).

Asimismo, se incluyó el caracol *Lobatus gigas* y la langosta *Panulirus argus*, que, a pesar de no tener un impacto ecológico tan importante debido a sus bajas densidades en los arrecifes, tienen una gran importancia económica, y podrían ayudar en gran medida a la aceptación de posibles proyectos de restauración ecológica (Chakalall y Cochrane, 1997; Ehrhardt, 2005; Steneck *et al.*, 2011; Tourinho *et al.*, 2012; Stoner *et al.*, 2019; Gouezo *et al.*, 2021). Sin embargo, a pesar de que existen otras especies de bentos que tienen un rol importante en el arrecife, como las algas calcáreas e incrustantes, que ayudan en la consolidación y mantenimiento de la estructura arrecifal (Cornwall *et al.*, 2019; Wolfe *et al.*, 2020), estas no se incluyeron en este sub-atributo debido a la dificultad de registrarlas únicamente como presencia/ausencia, y a la falta de un valor de la proporción necesaria a un nivel de escala de sitio. No obstante, sería importante incluirlas en futuras actualizaciones de la R-RW, cuando exista información relevante al respecto.

Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se formaron a partir de la revisión de la base de datos del AGRRA (1997-2018), con los 60 sitios de referencia que presentaron mayor cobertura de corales constructores arrecifales en los últimos años. Se definieron las especies de bentos deseables con un total de 16 especies, y la escala se definió a partir de la presencia/ausencia de las especies de la Tabla 5. Para determinar la escala óptima (5) se sacó el promedio de los 10 sitios que presentaron mayor riqueza de las especies de la tabla 4; la escala regular (3) se obtuvo del promedio de los 60 sitios; la escala crítica (1) fue considerada si no se encontraban ninguna de las especies.

Tabla 5. Listado de las especies de bentos deseables para una escala de sitio para arrecifes del Caribe (16 especies)

Corales constructores arrecifales primarios	Corales constructores arrecifales secundarios	Herbívoros	Importancia comercial
<i>Acropora cervicornis</i>	<i>Pseudodiploria clivosa</i>	<i>Diadema antillarum</i>	<i>Lobatus gigas</i>
<i>Acropora palmata</i>	<i>Dendrogyra cylindrus</i>	<i>Mithrax spinosissimus</i>	<i>Panulirus argus</i>
<i>Monstastrea cavernosa</i>	<i>Diploria labyrinthiformis</i>		
<i>Orbicella annularis</i>	<i>Pseudodiploria strigosa</i>		
<i>Orbicella faveolata</i>	<i>Colpophyllia nathans</i>		
<i>Orbicella franksi</i>	<i>Solenastrea sp</i>		

-Sub-atributo Necton deseable: Las especies de necton claves para el arrecife son los peces. Se tomó como referencia la biomasa de las especies comerciales claves que utiliza Healthy Reefs (2022), debido a que proporcionan las escalas con rangos de valores y es un indicador conocido para medir la salud del arrecife (McField y Kramer, 2007; Kurniawan *et al.*, 2021). Además de que las especies claves que considera (Tabla 6) son carnívoras, indicadoras de presencia de niveles tróficos altos, e indicando un flujo de energía en el arrecife (Hixon, 1991; Bellwood *et al.*, 2004). Es decir, que existe una interacción entre los niveles tróficos en el sistema (depredadores→consumidores primarios→productores primarios) (Pinnegar *et al.*, 2000; Boaden y Kingsfor, 2015). Sin embargo, una de las limitantes es que no se incluye a las diferentes especies de tiburones y barracudas en la lista. Tampoco se consideraron los peces herbívoros, debido a se consideran en el sub-atributo de *herbivoría*.

Tabla 6. Especies de peces comerciales que considera Healthy Reef para medir la salud del arrecife (Pargo y mero)

Nombre científico	Familia	Grupo trófico (Randall, 1967)
<i>Lutjanus analis</i>	Lutjanidae	Carnívoros generalizados
<i>Lutjanus apodus</i>	Lutjanidae	Carnívoros generalizados
<i>Lutjanus buccanella</i>	Lutjanidae	Carnívoros generalizados
<i>Lutjanus griseus</i>	Lutjanidae	Carnívoros generalizados
<i>Lutjanus jocu</i>	Lutjanidae	Carnívoros generalizados
<i>Lutjanus mahogoni</i>	Lutjanidae	Carnívoros generalizados
<i>Lutjanus synagris</i>	Lutjanidae	Carnívoros generalizados
<i>Ocyurus chrysurus</i>	Lutjanidae	Se alimenta de zooplancton
<i>Rhomboplites aurubens</i>	Lutjanidae	Se alimenta de peces
<i>Lutjanus campechanus</i>	Lutjanidae	Se alimenta de peces
<i>Mycteroperca bonaci</i>	Serranidae	Carnívoros generalizados
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	Serranidae	Se alimenta de peces
<i>Epinephelus striatus</i>	Serranidae	Carnívoros generalizados
<i>Mycteroperca tigris</i>	Serranidae	Carnívoros generalizados
<i>Mycteroperca venenosa</i>	Serranidae	Carnívoros generalizados

-Sub-atributo Especies indeseables: Los proyectos de restauración arrecifal deberían considerar las interacciones biológicas que existen entre las especies de corales y otros organismos, ya que estas puedan aumentar o reducir la sobrevivencia de las especies claves (Ladd *et al.*, 2018). En este caso, las especies indeseables son un punto importante para poder definir sitios de restauración, porque son organismos que ejercen presión selectiva de depredación, parasitismo o competencia con los corales, donde la mayoría de los proyectos de restauración involucran la siembra de corales,

siendo más susceptibles a estos organismos (Cabaitan *et al.*, 2015; Ladd *et al.*, 2018; Lustic *et al.*, 2020).

En la Tabla 7 se enlistan las especies que se consideran indeseables para la R-RW (no se incluyeron las macroalgas debido a que se consideran en otro sub-atributo), las escalas (Tabla 3) se generaron a partir de la presencia/ausencia del listado de las especies según la severidad de sus impactos en los corales.

Las escalas de este sub-atributo se definieron por la severidad del daño que pueden ocasionar; aunque esta severidad también está dada por la abundancia relativa de los organismos de estas especies, aún no existe información publicada que relacione las abundancias de estas especies con un grado específico de afectación.

La escala óptima (5) es que no se encuentre ninguna especie de la Tabla 7, u organismos con afectación o severidad del nivel uno; escala buena (4) es la presencia de algún organismo en el nivel de severidad dos; la escala regular (3), presencia de organismos en el nivel de severidad tres; escala mala (2), presencia de organismos en el nivel de severidad cuatro; y escala crítica (1) es la presencia de organismos de dos o más categorías de severidad.

Tabla 7. Listado de las especies indeseables (8 especies) para arrecifes del Caribe

Grado de afectación/Severidad de daño (1 menor daño, 4 mayor daño)	Nombre científico	Categoría morfológica	Referencia
1. Competencia por espacio, crecimiento sobre coral muerto	<i>Palythoa caribaeorum</i>	Zoántido	Suchanek y Green, 1981; Lustic <i>et al.</i> , 2020
	<i>Erythropodium caribaeorum</i>	Octocoral	Karlson, 1980
	<i>Chondrilla caribensis</i>	Espoja	Hill, 1998; Aronson <i>et al.</i> , 2002; Rützler <i>et al.</i> , 2007
2. Depredación coral	<i>Hermodice carunculata</i> (gusano de fuego)	Poliqueto	Ott y Lewis, 1972; Miller <i>et al.</i> , 2014; Nicolet <i>et al.</i> , 2018
	<i>Coralliophila abbreviata</i>	Gasterópodo	Miller, 1981; Brawley y Adey, 1982; Hayes, 1990; Nicolet <i>et al.</i> , 2018
3. Mortalidad coral para creación de jardines	<i>Stegastes Sp*</i>	Pez	Schopmeyer y Lirman, 2015; Ladd <i>et al.</i> , 2018
4. Competencia con coral vivo, crecimiento sobre coral	<i>Cliona sp.</i>	Esponja	López-Victoria <i>et al.</i> , 2006
	<i>Trididemum solidum,</i>	Tunicado	Bak <i>et al.</i> , 1981; Sommer <i>et al.</i> , 2010

- Sub-atributo de Macroalgas: El aumento en la mortalidad de los corales está asociado al aumento en la cobertura de macroalgas a través del decremento en la disponibilidad

de sustrato que es colonizado en poco tiempo por las macroalgas; esta ocupación del sustrato provoca la exclusión del reclutamiento de corales e inhibe su posible recuperación (McCook, 2001; McManus y Polsenberg, 2004). La transición en el cambio de dominancia de corales a macroalgas, provoca un cambio ecológico en el arrecife, que pierde tanto la capacidad de mantener el balance de carbonato, como su complejidad estructural, y consecuentemente disminuyen la diversidad local, la heterogeneidad del hábitat y se altera la estructura trófica (Cruz *et al.*, 2018; Johns, *et al.*, 2018; Vaughan *et al.*, 2021). Para la R-RW (Tabla 3), se tomó como referencia las escalas de Healthy Reefs (2022) que manejan una escala para las coberturas de macroalgas, y que es utilizado para medir la salud del arrecife, con el fin de que se utilice un indicador conocido y probado.

8.1.4 Diversidad estructural:

En el RW (McDonald *et al.*, 2016) el atributo diversidad estructural se define como el conjunto de la estructura ecosistémica (la organización física de un sistema, incluyendo densidad, estratificación, distribución de especies y la diversidad espacial de hábitats -el patrón, tamaño y complejidad de hábitat-) y a la estructura comunitaria (referente a las jerarquías en la biota de un ecosistema, incluyendo redes y cadenas tróficas); con base a la literatura (McField y Kramer, 2007; Álvarez-Filip *et al.*, 2013; Graham y Nash, 2013; Perry *et al.*, 2013), en la R-RW la diversidad estructural se consideran:

-Sub-atributo Total de Cobertura de Corales Duros: El declive en la cobertura de corales duros y los cambios en la composición bentónica en el Caribe comprometen la biodiversidad del ecosistema y el crecimiento del arrecife. Coberturas por debajo del 10% indican que los balances de carbonato resultan negativos y amenazan la acreción del arrecife (Álvarez-Filip *et al.*, 2009; Perry *et al.*, 2013). En este atributo se incluyen todas las especies de corales duros, debido a que inclusive las especies de coral consideradas como no constructoras de arrecife primarias, son las que dominan en la mayoría de los arrecifes del Caribe en la actualidad, y en algunos de estos sitios aportan más de la mitad del carbonato en el sistema (Álvarez-Filip *et al.*, 2013; Perry *et al.*, 2015; González-Barríos *et al.*, 2021). Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se obtuvieron a partir de los valores de porcentaje de cobertura utilizados por Healthy Reefs (2022) para determinar la condición arrecifal. A diferencia del sub-atributo de *bentos deseables*, este atributo solo mide la cobertura total de corales, sin hacer diferencia entre el número de especies y la importancia de que exista un porcentaje mayor de corales ruderales o constructores arrecifales primarios.

-Sub-atributo de Cobertura de Corales Constructores Primarios: Los corales constructores primarios del arrecife (Tabla 5), son las especies principales para el desarrollo topográfico del arrecife aportando tanto la estructura tridimensional, como la estructura basal del arrecife, además de ser hábitat esencial para diferentes especies (Harrison y Booth, 2007; Graham y Nash, 2013). La pérdida de estos corales, afecta negativamente la tasa de calcificación y en el mantenimiento y construcción de la estructura topográfica del arrecife (Álvarez-Filip *et al.*, 2013; Perry *et al.*, 2013; González-Barrios y Álvarez-Filip, 2018; González-Barrios *et al.*, 2021).

A diferencia del sub-atributo *corales duros*, aquí se mide la cobertura relativa de los constructores arrecifales, es decir, de la cobertura total de corales duros que se registró, determinado el porcentaje relativo que representan estas especies (Tabla 5). Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se formaron a partir de la revisión de la base de datos del AGRRRA 1997 al 2018, con los sitios de referencia que presentaron mayor cobertura de corales constructores arrecifales primarios en los últimos años (un total de 60 sitios). Se determinó el porcentaje de cobertura de los corales constructores de estos sitios como la escala óptima (promedio de 77.9%). Connell (1997) menciona que las funciones ecostémicas del arrecife comienzan a perderse cuando existe una reducción en la cobertura de corales constructores primarios menor al 33%. Basados en este dato, se constituye la escala de la R-RW utilizando los registros en los sitios de referencia; la escala regular de la R-RW (3) está entre el 50-60% de cobertura de los constructores arrecifales, debido a que es el intervalo donde menor a ese porcentaje se comienza a perder las funciones ecosistémicas.

-Sub-atributo Rugosidad: Es un indicador de la complejidad estructural del arrecife, y está directamente relacionado con las funciones ecológicas, proporcionando refugio y micro-hábitats a varios organismos (McField y Kramer, 2007). Considerando el índice de rugosidad con la técnica de la cadena, valores cercanos a 1 es indicador de mayor rugosidad, lo cual permite que los corales se fijen y crezcan en sustratos que no están influenciados por la arena o sedimentos de fondo (Fuad, 2010). Para las escalas de la R-RW (Tabla 3) se adaptaron los valores a las escalas con el índice de rugosidad, con el método de la cadena (Risk, 1972) considerando los resultados del índice de valores de 0 a 1, valores cercanos a 1 representan mayor rugosidad, 0 representan nula complejidad topográfica (Aronson *et al.*, 1994; Fuad, 2010).

8.1.5 Funciones ecosistémicas

En el RW (McDonald *et al.*, 2016) el atributo de funciones ecosistémicas se define como los niveles apropiados de crecimiento y productividad, al restablecimiento del

ciclaje de nutrientes, elementos de hábitats, interacciones planta-animal, factores de estrés ecológicos normales, exista una reproducción en curso y la regeneración de las especies del ecosistema; en la R-RW las funciones ecosistémicas consideradas se tomaron de literatura (Álvarez-Filip *et al.*, 2013; Perry *et al.*, 2013; Bellwood *et al.*, 2018; Brandl *et al.*, 2019) en la R-RW las funciones ecosistémicas son:

-Sub-atributo Corales reproductores: Este sub-atributo establece si en el arrecife existen colonias con condiciones adecuadas para llevar a cabo la reproducción. La presencia de corales con las tallas de madurez sexual promueve el reclutamiento (Glynn *et al.*, 1991). Se consideraron solo los corales constructores arrecifales primarios (Tabla 8), para asegurar la regeneración de las especies claves del ecosistema que ayudan a la estructura ecológica del arrecife.

Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se dieron a partir de la revisión de la base de datos del AGRRA 1997 al 2018, con los sitios de referencia que presentaron mayor cobertura de corales constructores arrecifales primarios en los últimos años. A partir de los datos de cobertura de los corales constructores, se determinó el porcentaje de corales constructores que alcanzaban la talla de reproducción, el promedio fue 86%, siendo esta la escala óptima (5); y se utilizó la misma proporción sugerida por Connell (1997) para definir las escalas del 1 al 5 de la R-RW.

Tabla 8. Tamaño de madurez sexual de los corales constructores arrecifales

*Especie ramificada, el tamaño de reproducción se da en **cm** de la longitud de las ramas

Corales constructores arrecifales primarios	Tamaño de reproducción sexual en cm ²	Referencia
<i>Acropora cervicornis</i> *	>17cm longitud de rama	Soong y Lang, 1992
<i>Acropora palmata</i>	>1600	Soong y Lang, 1992
<i>Monstastrea cavernosa</i>	>50	Szmant, 1991; Soong, 1993
<i>Orbicella annularis</i>	>50	Szmant, 1986; Van Veghel y Bak; 1994
<i>Orbicella faveolata</i>	>100	Szmant, 1986
<i>Orbicella franksi</i>	>100	Szmant, 1986

Sub-atributo Condición de Colonias de Coral: Los corales pueden sufrir daños físicos de múltiples fuentes, entre ellas están las interacciones competitivas, la depredación y sobre todo de las enfermedades; afectando su crecimiento y favoreciendo la mortalidad (parcial o total) de las colonias (Bak y Criens, 1981; Meesters *et al.*, 1994; Kramarsky-Winter, 2004). En arrecifes degradados, estos daños limitan la recuperación de las colonias coralinas individuales, y en consecuencia de la cobertura de coral en general, por lo que es importante mantener un monitoreo en los sitios de restauración (Kramarsky-Winter, 2004; Edwards y Gómez, 2007; Edwards, 2010; Rinkevich, 2014).

Para la R-RW (Tabla 3), se consideraron los porcentajes de los corales que presentan lesiones relacionadas a competencia (coral-coral), enfermedades, y depredación. La escala se estableció con referencia al porcentaje de incidencia de enfermedades de Healthy reefs (2008), y se validó la información con los daños registrados en la base de datos del AGRRA de 1997 al 2018, con los 60 sitios de referencia que presentaron mayor cobertura de corales constructores arrecifales primarios.

- Sub-atributo Herbivoría: Los herbívoros que tienen mayor influencia en el arrecife son los peces (McField y Kramer, 2007), su alteración directa o indirecta del componente puede afectar la relación de corales-algas, con consecuencias en cambios de fase (Hixon, 2015). Para las escalas R-RW (Tabla 3) se tomó como referencia las escalas de Healthy Reefs (2022), en Tabla 9 se enlistan las especies claves que se consideran como especies herbívoras.

Tabla 9. Especies de peces herbívoros que considera healthy reef para medir la salud del arrecife (Cirujanos y peces loro)

Nombre científico	Familia	Grupo trófico (Randall, 1967)
<i>Acanthurus bahianus</i>	Acanthuridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Acanthuridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Acanthurus coeruleus</i>	Acanthuridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Scarus coelestinus</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Scarus coeruleus</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Scarus guacamaia</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Scarus iseri</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Scarus taeniopterus</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Scarus vetula</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Sparisoma atomarium</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Sparisoma chrysopterum</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Sparisoma radians</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Sparisoma rubripinne</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Sparisoma viride</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus
<i>Nicholsina usta</i>	Scaridae	Se alimenta de plantas y detritus

8.1.6 Intercambios externos

En el RW (McDonald *et al.*, 2016) el atributo de Intercambios externos se define como los vínculos y conectividad para la migración y flujo genético, así como flujo de procesos hidrológicos y otros procesos a escala de paisaje; con base a la literatura

(Roberts, 1997; Cowen *et al.*, 2000; Mumby, 2006; McField y Kramer, 2007; Green *et al.*, 2015; 2017) en la R-RW los intercambios se consideran:

-Sub-atributo Reclutamiento de corales: El reclutamiento de corales es importante para la preservación de la diversidad genética del ecosistema, ayudando a la reposición de las poblaciones y conexión entre arrecifes. La densidad de reclutas constituye un indicador de flujo genético en el sitio, además de ser un indicador de crecimiento y recuperación potencial del arrecife después de disturbios (Glynn *et al.*, 1991; McField y Kramer, 2007). Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se dieron a partir de la densidad promedio de reclutas por m² de Healthy Reefs (2008) para determinar la salud del arrecife.

-Sub-atributo Conectividad: Las poblaciones marinas normalmente se conectan por efecto de dispersión y reclutamiento larval (Cowen *et al.*, 2000). Partiendo de que la dispersión pasiva de larvas ocurre por corrientes, el reclutamiento puede servir como un indicador de los patrones de conectividad (Roberts, 1997). Los corales presentan dos estrategias de reproducción sexual (Tabla 10): Desovadores (liberador de gametos), e incubadores (incubador de huevos).

Los desovadores tienen un potencial de dispersión de sus larvas plánulas de 4-6 días (Willis y Oliver, 1990), sin embargo, se ha reportado que algunas plánulas tienen habilidad de sobrevivir más de 30 días previo a su asentamiento (Nozawa y Harrison, 2000; Baird, 2001; Blanco-Martin, 2006), lo que promueve la dispersión de larga distancia, contribuyendo al reclutamiento subsidiario (Richmond, 1988). En los Incubadores, la dispersión de las plánulas es más limitada, el tiempo de asentamiento puede ocurrir el mismo día (1 a 2 días), promoviendo el auto-reclutamiento cerca de las colonias madres o cerca del arrecife natal (Szmant, 1986; Rinkevich, 1995).

Considerando lo anterior, se utiliza como indicador la proporción de reclutas y juveniles de corales con cada estrategia (Incubador:Desovador), a partir de la densidad registrada (individuos/m²). Las escalas de la R-RW (Tabla 3) se obtuvieron a partir de la revisión de la base de datos del AGRRA (1997-2018), con los 60 sitios de referencia que presentaron mayor cobertura de corales constructores arrecifales primarios en los últimos años, de los cuales solo en 47 sitios se pudo determinar la relación Incubador:Desovador.

Para determinar la escala óptima (5) se consideraron los 10 sitios que presentaron una mayor proporción de Incubador<Desovador; la escala regular (3) con referencia a la proporción de Incubador:Desovador de los 47sitios; la escala mala (2) considerando los 10 sitios que presentaron mayor proporción de Incubador>Desovador; y la escala crítica (1) está constituida por sitios con ausencia de reclutas o juveniles.

Tabla 10. Especies con estrategias de reproducción desovador e incubador del Caribe.

Especie	Estrategia de reproducción
<i>Acropora cervicornis</i>	Desovador
<i>Acropora palmata</i>	Desovador
<i>Colphyllia natans</i>	Desovador
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	Desovador
<i>Dichocoenia stokesi</i>	Desovador
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	Desovador
<i>Meandrina sp.</i>	Desovador
<i>Montastrea cavernosa</i>	Desovador
<i>Orbicella annularis</i>	Desovador
<i>Orbicella faveolata</i>	Desovador
<i>Orbicella franksi</i>	Desovador
<i>Oculina varicosa</i>	Desovador
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	Desovador
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	Desovador
<i>Siderastrea siderea</i>	Desovador
<i>Solenastrea Boumoni</i>	Desovador
<i>Solenastrea Hydes</i>	Desovador
<i>Stephanocoenia intercepta</i>	Desovador
<i>Stephanocoenia michelini</i>	Desovador
<i>Eusmilia fastigata</i>	Incubador
<i>Agaricia agaricites</i>	Incubador
<i>Agaricia fragilis</i>	Incubador
<i>Agaricia humilis</i>	Incubador
<i>Favia fragum</i>	Incubador
<i>Manicina areolata</i>	Incubador
<i>Isophyllia sp</i>	Incubador
<i>Mycetophyllia ferox (SP)</i>	Incubador
<i>Porites astreoides</i>	Incubador
<i>Porites porites</i>	Incubador
<i>Sidetastrea radians</i>	Incubador
<i>Madracis spp</i>	Incubador
<i>Mussa angulosa</i>	Incubador
<i>Helioseris cucullata</i>	Incubador
<i>Scolymia sp</i>	Incubador

Flujos del paisaje: Son los intercambios que ocurren a un nivel regional (McDonalds *et al.*, 2016). Desde una perspectiva marina/costera este flujo se da a partir de la conexión entre los pastos marinos, manglares y arrecifes (Dorenbosch *et al.*, 2007; Berkström *et al.*, 2012). Esta conectividad incrementa la densidad de hábitat con vocación de sitios de crianza, aumentando el reclutamiento de especies claves en los arrecifes (Mumby *et al.*, 2004; McMahan *et al.*, 2012), y permite que estos sitios sean más resilientes a disturbios de sobrepesca y menos susceptibles a la pérdida de especies (Roberts, 1997; Steneck *et al.*, 2009).

Las distancias de dispersión de larvas de los peces arrecifales (Green *et al.*, 2015), así como la distancia máxima que ocurren entre los manglares y arrecifes (Mumby *et al.*, 2006) se consideraron para definir las escalas de este sub-atributo de la R-RW (Tabla

3). La escala óptima (5) es si presenta conexión directa con pastizales y manglares con una distancia menor 1 km; la escala regular (3) si presenta una conexión con pastizales o manglares con una distancia entre 3-5 km; y la escala crítica (1) es que la conexión con los pastizales o manglares tenga una distancia mayor a 10km.

8.2 Definición del Modelo teórico de referencia

Una vez definidos los sub-atributos y sus escalas métricas (Tabla 3), se consideraron las características de múltiples sitios para dar un modelo de referencia realista, con el propósito de establecer una meta aspiracional en los proyectos de restauración de arrecifes coralinos.

Las escalas definidas en los sub-atributos de la R-RW se ajustaron para que los arrecifes actuales evaluados como sanos puedan llegar a los valores óptimos en cualquiera de los sub-atributos, sin embargo, es importante recalcar que no es necesario que un arrecife presente todos los sub-atributos con las escalas óptimas, por esta razón el modelo de referencia presenta valores óptimos a regulares. La Figura 5 es la aplicación de la R-RW adaptado a la información teórica, los reportes de salud de Healthy Reefs y las bases de datos del AGRRA que se utilizaron para crear el modelo de referencia.

Los sub-atributos de *especies invasoras*, *bentos deseables*, *necton deseable*, *constructores arrecifales*, *corales reproductores*, *condición de coral*, *herbivoría*, *reclutamiento* y *conectividad* se obtuvieron del promedio de los 60 sitios de la base de datos del AGRRA de 1997-2018 que presentaron la mayor cobertura de corales constructores arrecifales primarios.

Los sub-atributos de *corales duros* y *macroalgas*, con base a los reportes de salud de Healthy Reefs. Del 2008 al 2020 se ha registrado los arrecifes de mejor condición con coberturas entre 20-40% de corales duros (escala buena -4-) y 5-12% para la cobertura de macroalgas (escala regular -3-).

La calidad de agua, *el turismo*, *las actividades pesqueras*, *las anomalías térmicas*, *la sedimentación*, *el sustrato físico*, *la rugosidad*, y *los flujos de paisaje*, se dio partir de la literatura relacionada a cada sub-atributo, dando las escalas de un arrecife sano y que sea factible llegar a ese valor.

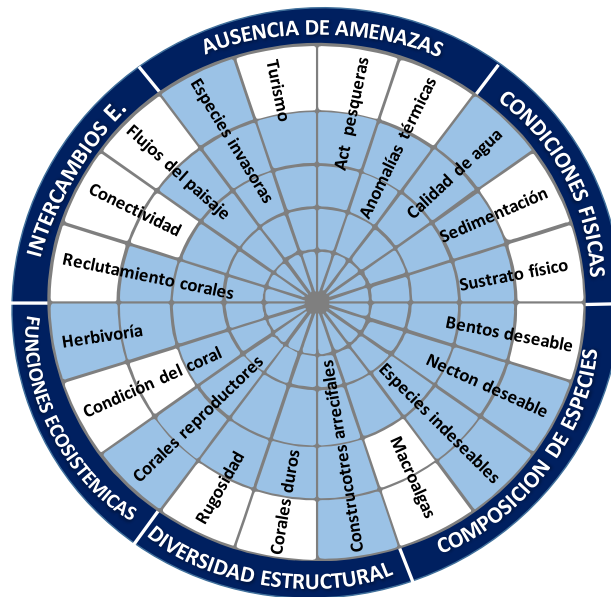


Figura 5. Modelo de referencia para los arrecifes del Caribe

8.3 Resultados de Prueba Piloto de R-RW

Se implementó la R-RW al “Programa interdisciplinario de restauración activa para compensar daños antropogénicos en arrecifes coralinos del Caribe Mexicano”, los datos se extrajeron del reporte final del proyecto (Padilla-Souza *et al.*, 2018) a partir de la caracterización de las áreas, antes (2012) y después de la restauración (2016). El sub-atributo de *flujos del paisaje*, se obtuvo con la revisión actual del sitio, debido a que no cambió en el tiempo del proyecto; el sub-atributo de *anomalías térmicas*, a partir de la revisión del Sistema de Información y Análisis Marino Costero (SIMAR) de CONABIO.

Los sub-atributos de *turismo*, *pesca*, *calidad de agua*, *sedimentación*, *sustrato físico* y *condición de coral* no se monitorearon en el proyecto; la *rugosidad* y *reclutamiento de corales* solo se determinó para el Arrecife Cuevones. Estos sub-atributos se definieron a partir de estudios y proyectos que se realizaron en los arrecifes de Cuevones y Manchones, pero en zonas diferentes a las áreas restauradas (Tabla 11), se manejó la misma información para la evaluación antes y después de la restauración (T0 y T1) en estos sub-atributos.

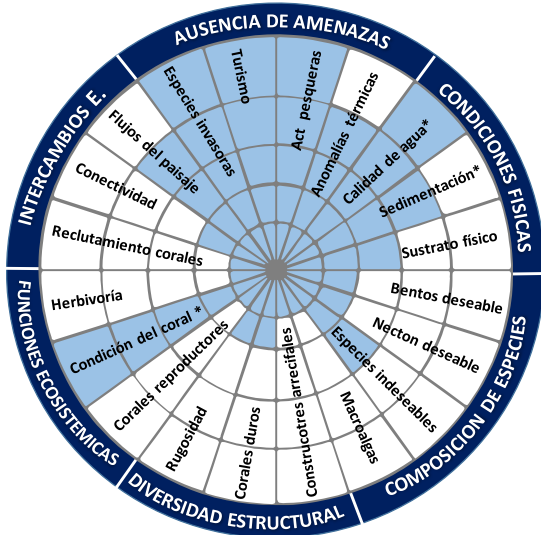
Los cambios en los atributos se observaron principalmente en la composición de las especies y la diversidad estructural (Figura 6), debido al aumento en la cobertura de los corales formadores de arrecifes.

Tabla 11. Valores de los sub-atributos en el arrecife de Cuevones y Manchones antes de la intervención (Tiempo 0 -T0-) y después de 4 años de acciones de restauración activa con siembra de corales (Tiempo 1 -T1-)

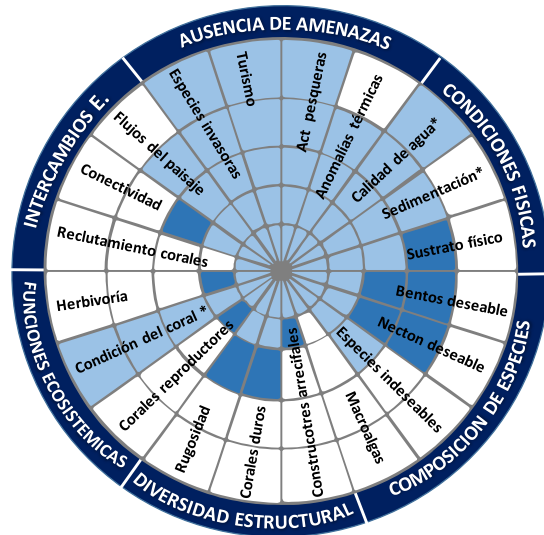
A: Fuente para determinar las escalas del Arrecife Cuevones; B: Fuente para determinar las escalas del Arrecife Manchones; B*Utilizó la misma información de Cuevones en el tiempo T1

Atributos	Cuevones T0	Cuevones T1	Manchones T0	Manchones T1	Fuente
AUSENCIA DE AMENAZAS					
Especies invasoras	0 sp	0 sp	0 sp	0 sp	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
Turismo	Cerrado actividades	Cerrado actividades	28,000 visitantes/sitio/año	28,000 visitantes/sitio/año	Reyes-Bonilla <i>et al.</i> , 2012 ^B
Pesca	No actividades de pesca	No actividades de pesca	No actividades de pesca	No actividades de pesca	CONANP, 2016
Anomalías térmicas	HS: 0.14, DHW: 0.47	HS: 0.16, DHW: 0.43	HS: 0.14, DHW: 0.47	HS: 0.16, DHW: 0.43	CONABIO, 2020
CONDICIONES FISICAS					
Calidad de agua	3	3	3	3	CONANP, 2016
Sedimentación	~15 mg/cm ² /día	~15 mg/cm ² /día	~15 mg/cm ² /día	~15 mg/cm ² /día	Martínez-Medina, 2001 ^{A, B}
Sustrato físico	50-70%	70-80%	50-70%	70-80%	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
COMPOSICIÓN DE ESPECIES					
Bentos deseable	2 especies	5 especies	0 especies	5 especies	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
Necton deseable	634 g/100m ²	1,325 g/100m ²	5,124 g/100m ²	718 g/100m ²	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
Especies indeseables	<i>Stegastes sp</i>	<i>Stegastes sp</i>	<i>E. caribaeorum</i> + <i>Stegastes Sp</i>	<i>Stegastes sp</i>	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
Macroalgas	55.6%	55.8%	22.3	51.9%	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
DIVERSIDAD ESTRUCTURAL					
Constructores arrecifales primarios	20%	43%	0%	49%	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
Corales duros	9.96%	13.87%	2.8%	10.95%	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
Rugosidad	0.32	0.4	0.4	0.4	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018 ^{A,B*}
FUNCIONES ECOSISTEMICAS					
Corales reproductores	0%	28%	0%	29%	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
Condición de coral	0.63%	0.63%	0.91%	0.91%	Carriquiry-Beltrán, 2010
Herbivoría	724 g/100m ²	1,026 g/100m ²	684 g/100m ²	1,956 g/100m ²	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018
INTERCAMBIOS EXTERNOS					
Reclutamiento de corales	1.75/m ²	1.5/m ²	0.6/m ²	0.6/m ²	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018 ^A ; Perera-Valderrama <i>et al.</i> , 2016 ^B
Conectividad	2 : 0	3 : 1	8 : 1	8 : 1	Padilla-Souza <i>et al.</i> , 2018 ^A ; Perera-Valderrama <i>et al.</i> , 2016 ^B
Flujos del paisaje	2.42km	2.42km	1.43km	1.43km	Revisión de la distancia del sitio con pastizales y manglares.

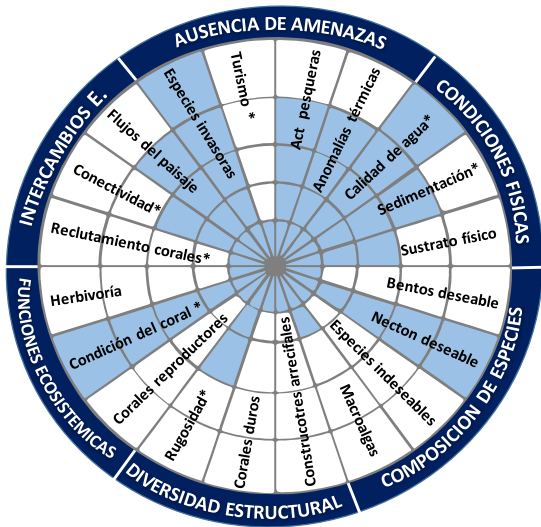
A) Cuevones T0



A) Cuevones T1



B) Manchones T0



B) Manchones T1

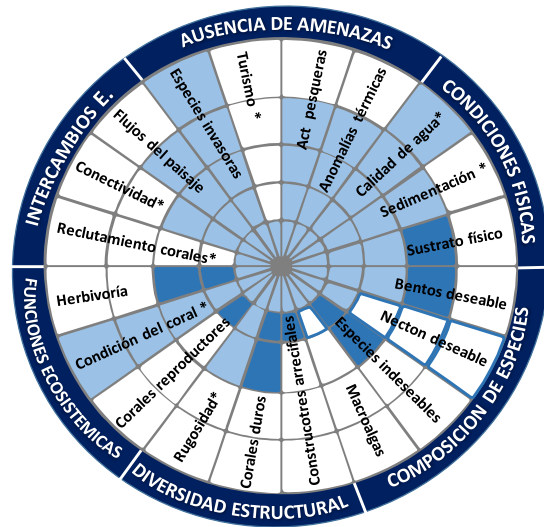


Figura 6. Resultados de la R-RW en los arrecifes de Cuevones y Manchones. A) Arrecife Cuevones; B) Arrecife Manchones; T0: Etapa sin intervención; T1: Etapa después de 4 años de acciones de restauración activa (siembra de corales). *: Sub-tributos que se utilizó la misma información para antes y después de las acciones de restauración. Se marcan en un color más fuerte las escalas que tuvieron algún cambio después de las acciones de restauración

8.4 Modelo de clasificación para categorizar sitios de restauración con base a los sub-atributos de la Reef-Recovery Wheel

Para generar los datos de entrenamiento del modelo, se realizó una revisión bibliográfica de las características que se utilizan para seleccionar sitios donde se pueden aplicar acciones de restauración activa, comparando que sub-atributos de la R-RW se adaptan a los criterios de selección (Tabla 12).

Tabla 12. Criterios que se utilizan para seleccionar un sitio de restauración

Criterios para seleccionar sitio de restauración	Sub-atributo de la R-RW que se adaptan para medir los criterios	Referencia
Existencia de cobertura de coral	Corales duros, constructores arrecifales primarios	Edwards y Gómez, 2007; Ladd <i>et al.</i> , 2019
Sustrato del sitio estable y consolidado	Sustrato físico y Macroalgas	Bruckner <i>et al.</i> , 2000; Edwards y Gómez, 2007; Johnson <i>et al.</i> , 2011; Ladd <i>et al.</i> , 2019; Ceccarelli <i>et al.</i> , 2020
Profundidad	-	Johnson <i>et al.</i> , 2011; Ladd <i>et al.</i> , 2019
Evitar competidores bentónicos	Especies indeseables	Johnson <i>et al.</i> , 2011; Ladd <i>et al.</i> , 2019
Presencia de herbivoría	Herbivoría	Lirman <i>et al.</i> , 2016; Ladd <i>et al.</i> , 2019
Evitar depredadores de coral	Especies indeseables	Bruckner <i>et al.</i> , 2000; Johnson <i>et al.</i> , 2011; Young <i>et al.</i> , 2012; Lirman <i>et al.</i> , 2016; Ladd <i>et al.</i> , 2019; Shaver <i>et al.</i> , 2020
Evitar sitios con alto impacto humano	Turismo, Pesca	Bruckner <i>et al.</i> , 2000; Johnson <i>et al.</i> , 2011; Ladd <i>et al.</i> , 2019; Shaver <i>et al.</i> , 2020
Evitar sitios con damiselas	Especies indeseables	Lirman <i>et al.</i> , 2016; Ladd <i>et al.</i> , 2019
Evitar sitios con brotes de enfermedades	Condición de coral	Bruckner <i>et al.</i> , 2000; Johnson <i>et al.</i> , 2011; Lirman <i>et al.</i> , 2016; Shaver <i>et al.</i> , 2020
Evitar sitios con altas cobertura de Macroalgas	Macroalgas	Edwards y Gómez, 2007; Johnson <i>et al.</i> , 2011; Young <i>et al.</i> , 2012; Lirman <i>et al.</i> , 2016; Shaver <i>et al.</i> , 2020
Buena calidad de agua	Calidad de agua	Bruckner <i>et al.</i> , 2000; Edwards y Gómez, 2007; Johnson <i>et al.</i> , 2011; Shaver <i>et al.</i> , 2020
Bajas tasas de sedimentación	Sedimentación	Johnson <i>et al.</i> , 2011; Shaver <i>et al.</i> , 2020
Temperatura	Anomalías térmicas	Bruckner <i>et al.</i> , 2000; Rinkevich, 2015; Beyer <i>et al.</i> , 2018; Anthony <i>et al.</i> , 2020, Shaver <i>et al.</i> , 2020
Reclutamiento en el sitio	Reclutamiento, conectividad	Edwards y Gómez, 2007
Conectividad	Conectividad, flujos del paisaje	Shaver <i>et al.</i> , 2020

A partir de esto, se generó un conjunto de datos de entrenamiento con 320 datos sintéticos para clasificar arrecifes que cumplieran con características y que permitieron definir su vocación de actividades restauración: 1) Sitios No Aptos, en los que no es recomendable aplicar acciones de restauración activa, 2) Sitios Aptos, para realizar acciones de restauración activa, 3) Sitios Prioritarios, para aplicar acciones de restauración activa, y 4) Sitios Fuente, en los cuales se pueden seleccionar colonias de coral donadoras para abastecer viveros marinos.

Una vez realizada la base de datos de entrenamiento para las cuatro categorías (Anexo 1), se aplicó el modelo de clasificación de Random Forest, el cual generó una matriz de confusión, donde la proporción de verdaderos positivos, es decir, las categorías que se clasificaron correctamente fueron de 96.09%, esto significa que hay un error de clasificación del 3.91%. Se puede visualizar en la Tabla 13, la distribución de los errores del modelo. Posteriormente se aplicó la validación cruzada (Tabla 14), con error de 0.03%

Tabla 13. Matriz de confusión del Modelo Random Forest generado para clasificar sitios potenciales para restauración

Matriz de confusión con un error de 3.91%					
	Sitios fuente	Sitios no aptos	Sitios prioritarios	Sitios aptos	Error de clasificación
Sitios fuente	65	0	1	0	0.015
Sitios no aptos	0	61	1	1	0.016
Sitios prioritarios	1	0	56	4	0.081
Sitios aptos	0	0	3	64	0.044

Tabla 14. Validación cruzada del modelo de Random Forest

Matriz de confusión con un error de 0.03%				
	Sitios fuente	Sitios no aptos	Sitios prioritarios	Sitios aptos
User accuracy	100	98.3	93.2	95.4
Producers accuracy	98.4	100	93.25	93.9

Una vez realizado el modelo, se ponderó la importancia que tuvo cada variable en el modelo. En la Tabla 15, se observa la regresión de cada sub-atributo de la R-RW con cada categoría de vocación, los valores más altos, son las variables más importantes para la clasificación, los que tuvieron mayor relevancia en el modelo en los Sitios No Aptos, son los sub-atributos de *condición de coral*, *sustrato físico*, *calidad de agua* y *anomalías térmicas*. Para los Sitios Aptos, fueron *condición de coral*, *calidad de agua*, *constructores arrecifales primarios*, y *anomalías térmicas*. Para los Sitios Prioritarios, fueron la *calidad de agua*, *condición de coral*, *corales duros*, y *sustrato físico*. Para los

Sitios Fuente, fueron los *constructores arrecifales primarios, corales duros, y corales reproductores*.

En la Tabla 15, también se observa el decremento medio de la precisión (MDA), para determinar el error de predicción, es decir, que se muestra el porcentaje de error del modelo si una de las variables es removida, dándole mayor importancia a los sub-atributos que tuvieron los valores más altos. La Figura 7, representa el MDA, considerando los sub-atributos de *constructores arrecifales primarios, condición de coral, calidad de agua, corales reproductores, corales duros y corales reproductores* que en general tuvieron mayor peso para dar precisión al modelo.

Tabla 15. Importancia de cada variable que se utilizó para la clasificación del Modelo de Random Forest. Es una regresión de cada sub-atributo de la R-RW con las categorías de vocación, con los valores más altos indicando mayor importancia y valores cercanos a cero indican que no aporta un rol en la predicción; el decremento medio de la precisión (MDA) de cada variable con respecto al modelo, indicando el porcentaje de error si la variable es removida.

SUB-ATRIBUTOS DE LA R-RW	Sitios no aptos	Sitios aptos	Sitios prioritarios	Sitios Fuente	Decremento medio de la precisión (MDA)
Especies invasoras	4.10	8.69	0.21	2.07	8.46
Actividades turísticas	9.28	11.11	8.89	1.05	15.19
Actividades pesqueras	7.10	14.95	11.18	1.57	16.38
Anomalías térmicas	17.02	18.09	12.65	3.20	21.91
Calidad de agua	17.23	21.04	26.16	12.79	27.80
Sedimentación	7.56	13.94	11.40	2.32	16.51
Sustrato físico	17.69	14.92	14.14	5.90	20.75
Bentos deseable	3.44	6.60	7.77	8.99	12.43
Necton deseable	6.07	8.80	8.47	0.83	12.22
Especies indeseables	3.98	10.70	8.14	1.02	12.61
Macroalgas	6.40	13.58	12.75	6.88	16.43
Constructores arrecifales primarios	10.64	19.50	7.86	29.77	30.23
Corales duros	8.51	16.18	14.46	27.56	27.51
Rugosidad	6.51	17.35	9.89	11.40	20.08
Corales reproductores	9.85	14.00	13.74	26.59	26.94
Condición del coral	23.76	22.27	21.51	11.89	27.87
Herbivoría	9.72	17.88	11.51	5.64	20.11
Reclutamiento de corales	5.88	9.06	6.56	3.13	11.96
Conectividad	6.83	12.22	7.94	9.86	16.95
Flujos del paisaje	7.44	6.16	8.59	1.18	11.96

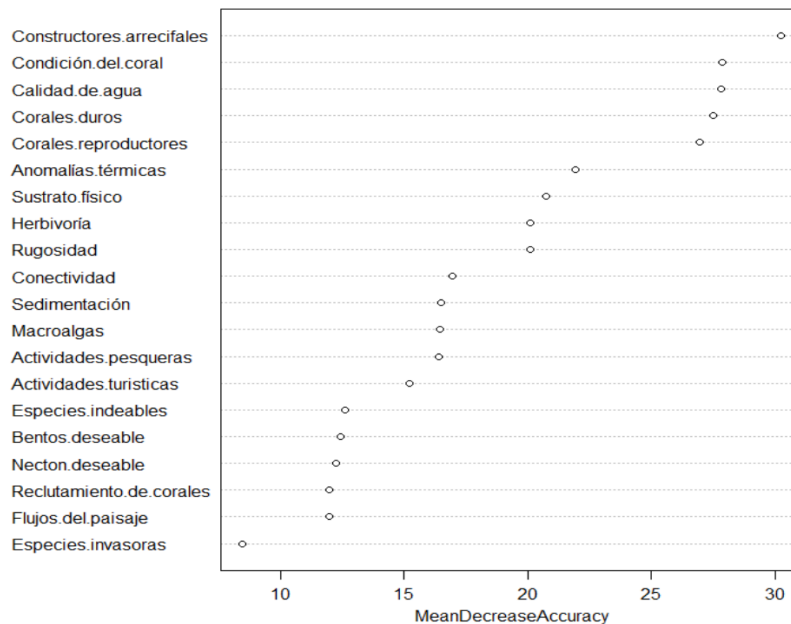


Figura 7. Evaluación del decremento medio de la precisión (MDA) del Modelo de Random Forest generado para clasificar sitios potenciales para restauración. Siendo los sub-atributos de constructores arrecifes, calidad de agua, corales reproductores, condición de coral y corales duros los que tuvieron mayor peso para dar precisión al modelo de forma general.

8.5. Caracterización y aplicación de la Reef-Recovery Wheel en el arrecife de Akumal, Quintana Roo

De las 51 estaciones muestreadas en campo de laguna (ocho), frente (25) y pendiente (18), se analizaron los video-transectos, estimando el porcentaje de cobertura de los componentes de la comunidad bentónica, la abundancia colonias coralinas a nivel de especie y la presencia de lesiones y enfermedades.

8.5.1 Cobertura bentónica

La cobertura bentónica promedio del arrecife de Akumal se compone por 15 grupos funcionales (Figura 8) y está dominada por algas filamentosas (35.5%), con algas pardas (23%), sedimento (12.1%) y octocorales (11.4). Los grupos con valores más bajos fueron pedacería (0.2%), roca (0.2%) y zoántidos/tunicados (0.2%). Los corales duros representaron un 5.2% con un total de 41 especies. El promedio general de la complejidad topográfica entre la zona del frente y la pendiente fue de 0.22 ± 0.10

La zona de la laguna arrecifal, que incluye secciones del arrecife posterior (Figura 9) está compuesto por sedimentos finos (arcilla) (43%), con arena (18%), octocorales

(12.9%) y algas verdes (7.1%). Los grupos con valores más bajos fueron pastos (0.1%), algas rojas (0.1%), pedacería (0.1%) y roca (0.1%). Los corales duros representaron un 2.3% con un total de 19 especies. En esta zona no se determinó la complejidad topográfica.

El frente arrecifal (Figura 9) estuvo dominado por algas filamentosas (51.6%), con octocorales (13.5%) y sedimentos (9.9%), los grupos con valores más bajos fueron algas verdes (0.1%), zoántidos/tunicados (0.1%) y pedacería (0.1%). Los corales duros representaron un 6.2% con un total de 38 especies. Teniendo una complejidad topográfica baja de 0.19 ± 0.11 y promedio de profundidad de 11.35 ± 2.99 m.

En la pendiente (Figura 9) se encontró una composición de algas pardas (50.7%), con algas filamentosas (23.1%) y octocorales (11.5%), los grupos con valores más bajos fueron las algas calcáreas rojas (0.3%), zoántidos/tunicados (0.2%) y roca (0.2%). Los corales duros representaron un 5.1% con un total de 35 especies. Teniendo una complejidad topográfica baja de 0.25 ± 0.08 y un promedio de profundidad de 15.09 ± 4.05 m.

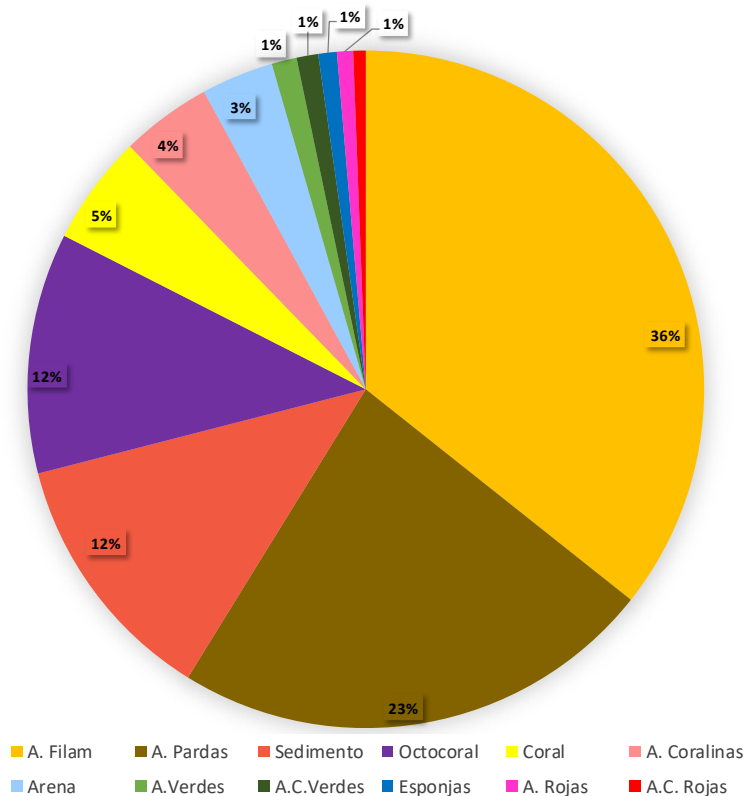


Figura 8. Cobertura promedio de componentes bentónicos en el Arrecife de Akumal
A.Filam: Algas filamentosas; A.Pardas: Algas pardas; Coral: Coral duro; A.Coralinas: Algas coralinias incrustantes;
A.Verdes: Algas Verdes; A.C.Verdes: Algas calcáreas verdes; A.Rojas: Algas rojas; A.C.Rojas: Algas calcáreas rojas

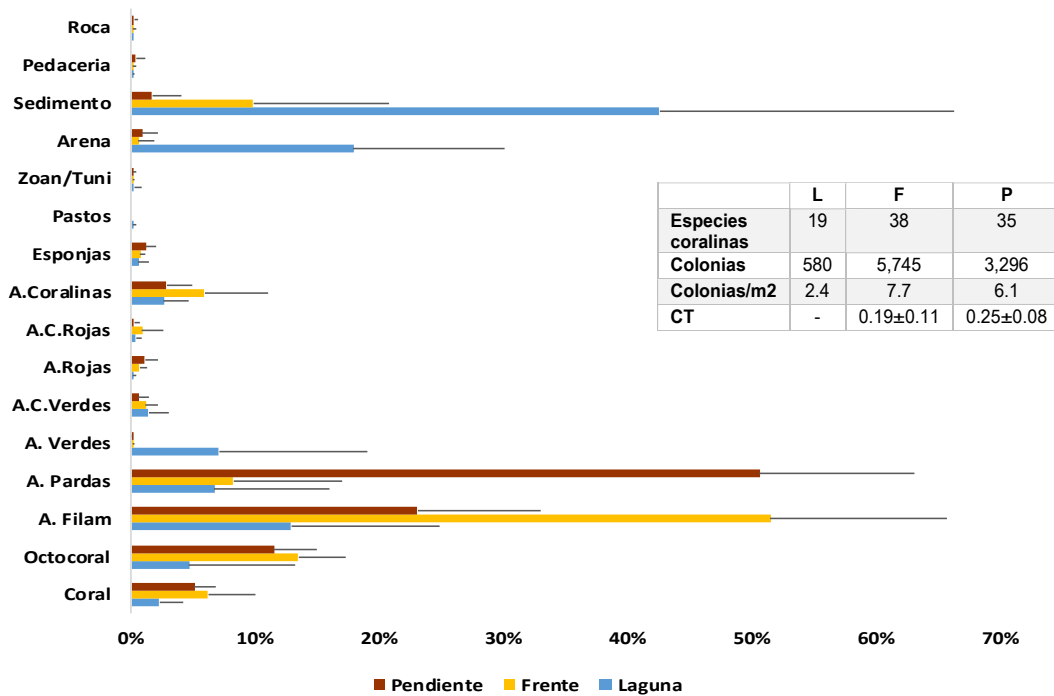


Figura 9. Porcentaje de cobertura bentónica de las zonas del Arrecife de Akumal
 L: Laguna arrecifal; F: Frente arrecifal; P: Pendiente arrecifal; Especies coralinas: Número de las especies de coral duros registrado en cada zona arrecifal; Colonias: Número de las colonias de coral pétreo totales registrado en cada zona arrecifal, Colonias/m2: promedio de colonias por cada m²; CT: complejidad topográfica; A.Filam: Algas filamentosas; A.Pardas: Algas pardas; Coral: Coral duro; A.Coralinas: Algas coralinas incrustantes; A.Verdes: Algas Verdes; A.C.Verdes: Algas calcáreas verdes; A.Rojas: Algas rojas; A.C.Rojas: Algas calcáreas rojas

8.5.2. Abundancia relativa de las colonias

En cada sitio arrecifal se determinó el número de colonias por especies (Figura 10), con un total de 9,622 colonias y una riqueza de 42 especies en los 51 sitios muestreados. Las especies con mayor abundancia en Akumal fueron *Agaricia agaricites* (32%), *Porites astreoides* (19%) y *Siderastrea siderea* (9%). Sin embargo, de la cobertura bentónica el 5.2 % es representado por los corales duros (Figura 8) de los cuales, solo el 7.2% son especies constructoras arrecifales primarias (*Acropora cervicornis*, *A. palmata*, *Orbicella faveolata*, *O. annularis*, *O. franksi* y *Montastrea cavernosa*).

En la zona de la laguna arrecifal (que incluye parches coralinos, fondos mixtos y secciones del arrecife posterior) se registraron un total de 580 colonias, con una riqueza de 19 especies. La especie más abundante fue *Porites astreoides* (37%) con un total de 215 colonias, seguido por *Siderastrea siderea* (14%), *Porites porites* (14%) y *Porites furcata* (10%).

En el frente arrecifal se registró un total de 5,746 colonias con una riqueza de 39 especies. La especie más abundante fue *Agaricia agaricites* (32%) con 1,224 colonias, seguido por *Porites astreoides* (19%), *Siderastrea siderea* (11%) y *Millepora alcicornis* (9%).

En la pendiente arrecifal, se encontró un total de 3,296 colonias con una riqueza de 38 especies. La especie más abundante fue *Agaricia agaricites* (37%) con 1,224 colonias, seguido por *Porites astreoides* (17%), *Millepora alcicornis* (8%), y *Porites divaricata* (11%).

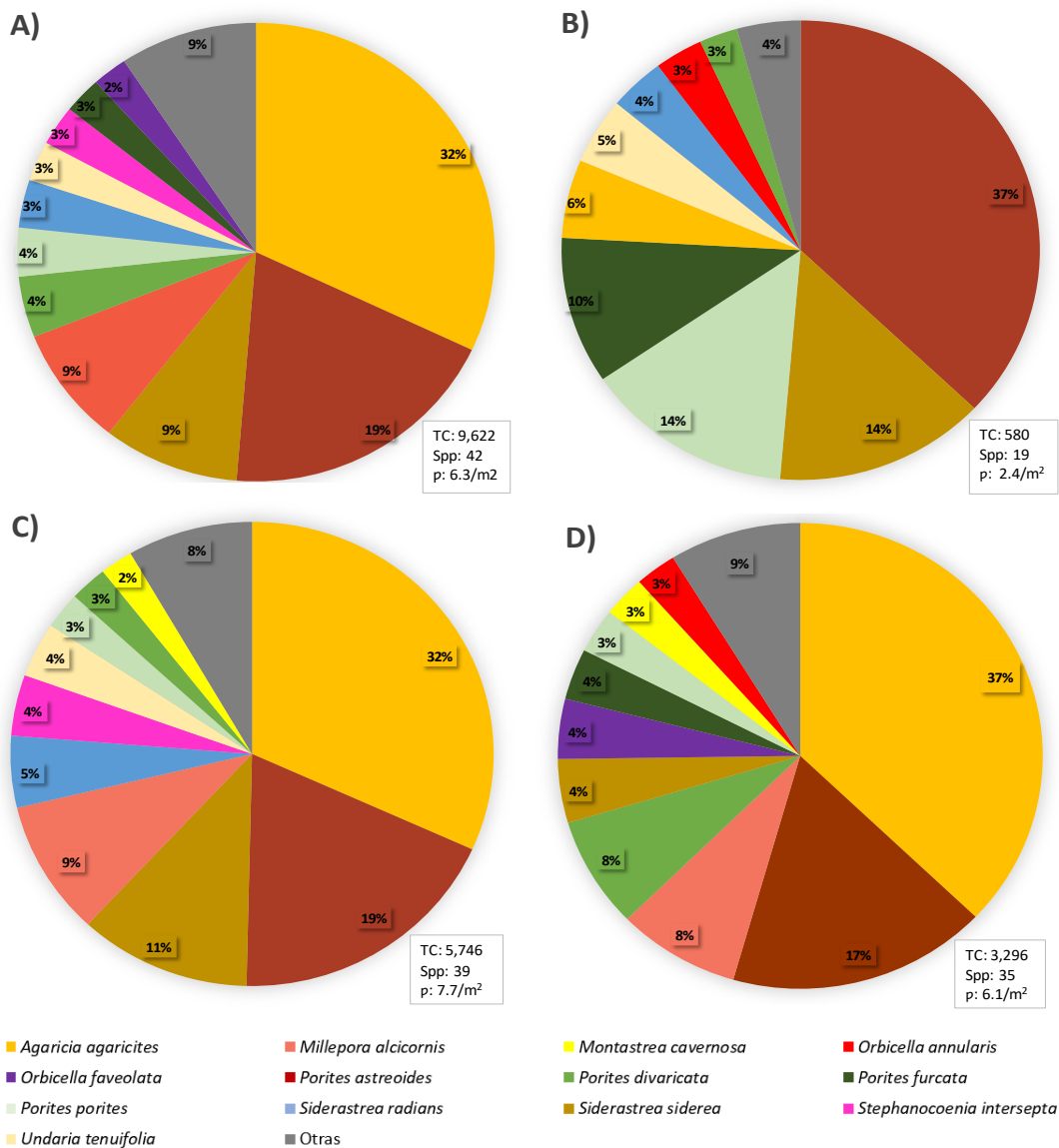


Figura 10. Promedio de colonias en el arrecife de Akumal

A) Promedio general; B) Promedio de la laguna arrecifal; C) Promedio del frente arrecifal; D) Promedio de la pendiente arrecifal. TC: Total de colonias; Spp: Número de especies registradas, p: Densidad de colonias por m²

Tabla 16. Número y porcentaje de colonias en las zonas del arrecife de Akumal
 No.Col: Número de colonias; %: Porcentaje; *:Corales constructores arrecifales primarios

	Laguna		Frente		Pendiente		TOTAL	
	No.Col	%	No.Col	%	No.Col	%	No.col	%
<i>Agaricia agaricites</i>	32	5.5%	1824	31.7%	1224	37.1%	3080	32%
<i>Porites astreoides</i>	215	37.1%	1070	18.6%	571	17.3%	1856	19.3%
<i>Siderastrea siderea</i>	83	14.3%	662	11.5%	146	4.4%	891	9.3%
<i>Millepora alcicornis</i>	1	0.17%	539	9.4%	270	8.2%	810	8.4%
<i>Porites divaricata</i>	15	2.5%	145	2.5%	254	7.7%	414	4.3%
<i>Porites porites</i>	82	14.2%	146	2.5%	102	3.1%	330	3.4%
<i>Siderastrea radians</i>	22	3.8%	287	4.9%	17	0.52%	326	3.4%
<i>Agaricia tenuifolia</i>	27	4.7%	220	3.8%	23	0.70%	270	2.8%
<i>Stephanocoenia intersepta</i>		-	244	4.3%	26	0.79%	270	2.8%
<i>Porites furcata</i>	60	10.4%	71	1.2%	117	3.5%	248	2.6%
<i>Orbicella faveolata*</i>	2	0.35%	90	1.6%	137	4.2%	229	2.4%
<i>Montastraea cavernosa*</i>	1	0.17%	127	2.2%	94	2.8%	222	2.3%
<i>Orbicella annularis*</i>	19	3.3%	59	1.03%	91	2.8%	169	1.8%
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	3	0.52%	89	1.6%	11	0.3%	103	1.1%
<i>Mycetophilia lamarckiana</i>		-	13	0.23%	41	1.2%	54	0.6%
<i>Acropora cervicornis*</i>		-	3	0.05%	37	1.1%	40	0.4%
<i>Dichocoenia stokesii</i>	2	0.35%	33	0.57%	4	0.12%	39	0.4%
<i>Madracis decactis</i>	1	0.17%	8	0.14%	26	0.79%	35	0.4%
<i>Agaricia humilis</i>		-	24	0.42%	8	0.24%	32	0.3%
<i>Orbicella franksi*</i>		-	1	0.02%	24	0.73%	25	0.3%
<i>Millepora complanata</i>		-	22	0.38%		-	22	0.2%
<i>Diploria labyrinthiformis</i>		-	14	0.24%	7	0.21%	21	0.22%
<i>Agaricia fragilis</i>		-	4	0.07%	16	0.49%	20	0.2%
<i>Mycetophilia aliciae</i>		-	3	0.05%	13	0.39%	16	0.2%
<i>Colpophylia nathans</i>	1	0.17%	2	0.03%	11	0.33%	14	0.15%
<i>Acropora palmata*</i>		-	12	0.21%	1	0.03%	13	0.1%
<i>Maniciana areolata</i>		-	6	0.10%	5	0.15%	11	0.1%
<i>Favia fragum</i>	7	1.2%	2	0.03%		-	9	0.1%
<i>Isophilastrea rigida</i>		-	7	0.12%	2	0.06%	9	0.1%
<i>Helioseris cucullata</i>		-	3	0.05%	6	0.18%	9	0.1%
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	6	1.04%	2	0.03%		-	8	0.1%
<i>Scolymia sp.</i>		-	3	0.05%	4	0.12%	7	0.1%
<i>Solenastrea sp</i>		-	5	0.09%		-	5	0.1%
<i>Isophyllia sinuosa</i>		-	2	0.03%	1	0.03%	3	0.0%
<i>Meandrina meandrites</i>		-	1	0.02%	2	0.06%	3	0.0%
<i>Stylaster roseus</i>		-	1	0.02%	2	0.06%	3	0.0%
<i>Agaricia grahamae/undata</i>		-		-	1	0.03%	1	0.0%
<i>Agaricia lamarcki</i>		-		-	1	0.03%	1	0.0%
<i>Eusmilia fastigiata</i>		-		-	1	0.03%	1	0.0%
<i>Meandrina jacksoni</i>		-	1	0.02%		-	1	0.0%
<i>Stephanocoenia michelini</i>		-	1	0.02%		-	1	0.0%
TOTAL	580	100%	5745	100%	3296	100%	9622	100%
Constructores arrecifales*	22	4%	292	5%	384	12%	698	7.2%

8.5.3. Condición de las colonias

A partir del segundo análisis del videotransecto (cuadro por cuadro) se obtuvo la condición de las colonias, determinado la proporción de colonias enfermas o que presentaban alguna lesión en los sitios muestreados de la laguna, frente y pendiente (Figura 11). Se registraron siete enfermedades: Pérdida de tejido (SCTLD-por sus siglas en inglés), Puntos negros (DSD), Banda amarilla (CYBD), Banda negra (BBD), Infección por ciliados (CCI), Banda blanca (WBD) y Puntos blancos (WPA); y se observaron tres tipos de lesiones ocasionadas por: Depredación de peces (FPR), Depredación por invertebrados (IPR) y Competencia entre corales (CO).

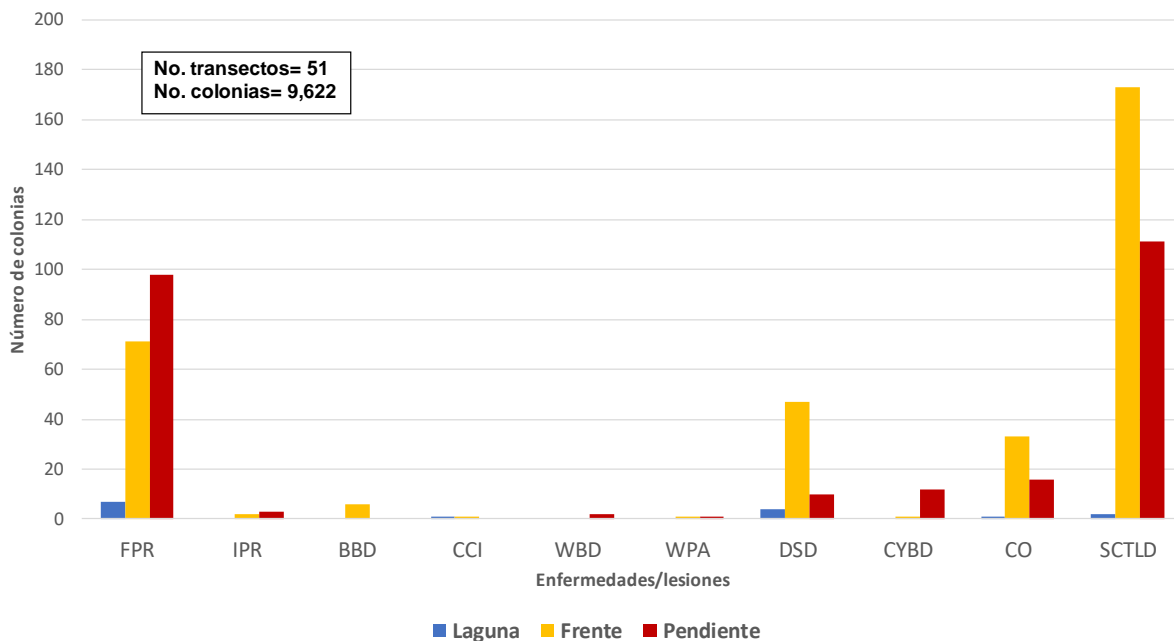


Figura 11. Incidencia de enfermedades y lesiones en la laguna, frente y pendiente arrecifal de Akumal. FPR: Depredación de peces; IPR: Depredación por invertebrados; BBD: Banda negra; CCI: Infección por ciliados; WBD: Banda blanca; WPA: Puntos blancos; DSD: Puntos negros; CYBD: Banda amarilla; CO: Competencia entre corales; SCTLD: Pérdida de tejido.

La proporción de incidencia de lesiones en el arrecife en general fue de 6.3% de todas las colonias de coral duro registradas, y en la zona de la pendiente se presentó la mayor incidencia (Tabla 17). En arrecife en general, el 26.2% de las colonias de las especies constructoras arrecifales presentó enfermedades o lesiones, con una incidencia mayor en la zona de pendiente arrecifal, sobre estas mismas especies.

Tabla 17. Porcentaje de enfermedades y lesiones en el arrecife de Akumal en la zona de laguna, frente y pendiente arrecifal. C.A.P.: Constructores Arrecifales Primarios

	Laguna	Frente	Pendiente	TOTAL
Total de colonias	580	5745	3296	9621
Colonias con lesión	15	335	253	603
% de colonias con lesión	2.60%	5.80%	7.70%	6.3%
Total de colonias de constructores arrecifales primarios (C.A.P.)	22	292	384	698
C.A.P con lesión	5	47	131	183
% de C.A.P con lesión	22%	16.1%	34.1%	26.2%

8.5.4 Aplicación de la R-RW a los sitios muestreados de Akumal

Una vez realizada la caracterización arrecifal, se aplicó la R-RW en los sitios de Akumal (Anexo 2). Por cuestiones de logística y condiciones climatológicas adversas no se determinaron todos los sub-atributos en los 51 sitios. En la laguna, no se aplicó el censo de peces, ni el muestreo de la rugosidad; en los últimos dos días de muestreo (14 sitios) no se realizó el muestreo de reclutas, ni se aplicó la técnica de la cadena para estimar la rugosidad.

En la Tabla 18 se observan los valores obtenidos de cada sub-atributos y la Tabla 19 los valores de la R-RW de cada sub-atributos en la escala de 1 al 5 (condiciones críticas -1- y condiciones ideales -5-).

Posteriormente se realizó un promedio de los datos capturados en cada uno de las zonas arrecifales (laguna, frente y pendiente). En la Figura 12 se encuentra la aplicación de la R-RW de manera general en cada zona, debido que en la laguna arrecifal no se pudieron obtener todos los valores, se encuentran algunos sub-atributos vacíos en la figura.

Tabla 18. Valores de cada sub-atributo aplicado a los sitios muestreados de Akumal.

Sub-At: Sub-Atributos de la R-RW; **1:** Especies indeseables, valores en individuos/100m²; **2:** Turismo, actividades/sitio/año; **3:** Actividades pesqueras, valores según la zonas de pesca; **4:** Anomalías térmicas, valor promedio del DWH de los últimos 5 años; **5:** Calidad de agua, valores del índice TRIX; **6:** Sedimentación, valores en mg/cm²/día; **7:** Sustrato físico, valores en % de sustrato consolidado; **8:** Bentos deseables, valores en número de las especies presentes; **9:** Necton deseable, valores en biomasa de peces comerciales g/100m²; **10:** Especies indeseables, valores en niveles de severidad presentes; **11:** Macroalgas, valores en % de macroalgas carnosas; **12:** Constructores arrecifales primarios, valores en % cobertura relativa; **13:** Corales duros, valores en % de cobertura; **14:** Rugosidad, valores en índice de rugosidad de 0 a 1; **15:** Corales reproductores, % de cobertura relativa de corales constructores arrecifales primarios; **16:** Condición de coral, valores en % de cobertura relativa; **17:** Herbivoría, valores en biomasa de peces herbívoros g/100m²; **18:** Reclutamiento de corales, valores en densidad individuos/m²; **19:** Conectividad, valores en proporción de Incubador:Desovador; **20:** Flujos del paisaje, valores en distancia del arrecife con pastizales y manglares; **DiTj:** Día de muestreo i, Numero de transecto j; **ZRP:** Zona de Refugio Pesquero; **ARPEA:** Área de Refugio para la Protección de Especies Acuáticas.

Sub-At	Laguna			Frente					Pendiente											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
D1T1	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	98	6	0	1	65	8	3.8	0.4	11.1	8.9	1,704	3.2	0:1	<1
D1T2	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	99	4	0	1	62	10	2.9	0.3	63.6	10.9	3,757	6.4	2:0	<1
D1T3	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	99	5	0	1	69	13.7	4.4	0.1	47.8	14.9	5,217	3.2	5:2	<1
D2T1	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	100	6	0	1	50	11.9	6.3	0.2	44.4	6.6	4,349	6.4	1:1	<1
D2T2	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	95	5	0	1	70	14.5	3.3	0.3	27.6	9.5	3,661	3.2	1:0	<1
D2T3	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	96	4	197	1	35	9.9	5.4	0.2	43.8	8.6	3,690	9.6	4:0	<1
D2T4	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	93	6	102	1	5	7.8	8.3	0.3	76.5	11.5	6,158	6.4	2:1	<1
D2T5	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	92	4	197	1	9	5.7	7.1	0.3	53.8	9.7	3,597	3.2	3:2	<1
D2T6	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	100	3	0	1	10	2.8	2.5	0.2	0	5.6	3,170	3.2	1:1	<1
D2T7	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	90	5	497	1	3	7.4	16.9	0.3	56.3	6.5	2,176	6.4	3:0	<1
D2T8	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	90	6	99	1	8	5.6	3.7	0.3	50	7.5	2,960	3.2	1:1	<1
D3T1		>7mil	ZRP	1.14	9.7	8.7	22	2		3	12	15.4	2.9		50	10.3		0	2:0	<1
D3T2		>7mil	ZRP	1.14	9.7	8.7	4	2		0	3	20	0.2		0	0		0	1:0	<1
D3T3		>7mil	ZRP	1.14	9.7	8.7	22	1		0	11	0	0.4		0	0		0	1:0	<1
D3T4		>7mil	ZRP	1.14	9.7	8.7	44	3		0	37	2.7	-		0	0		0	11:0	<1
D3T5		>7mil	ZRP	1.14	9.7	8.7	52	3		0	32	3.4	3.1		0	1.1		0	0	<1
D3T6		>7mil	ZRP	1.14	9.7	8.7	67	4		3	20	2	5.4		33.3	2.0		0	1:0	<1
D3T7		>7mil	ZRP	1.14	9.7	8.7	39	3		3	4	2.1	1.7		0	2.1				<1
D3T8		>7mil	ZRP	1.14	9.7	8.7	61	5		1	3	4.3	4.4		20	4.3				<1
D4T1	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	96	6	102	1	45	12.3	4.4	0.4	80	3.7	2,503	0	1:0	<1
D4T2	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	98	4	197	1	55	11.6	6.5	0.3	77.3	15.3	1,364	0	0	<1
D4T3	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	92	5	0	1	41	9.1	3.5	0.3	61.9	8.2	1,726	0	1:2	<1
D4T4	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	89	5	193	1	14	5.8	6.2	0.4	50	2.3	2,447	9.6	5:1	<1
D4T5	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	84	5	0	1	26	7.9	4.0	0.2	46.7	3.1	3,076	9.6	1:1	<1
D4T6	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	71	2	0	1	9	0.6	1.9	0.1	100	13.6	1,671	12.8	2:1	<1
D4T7	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	82	4	0	0	14	2.3	2.1	0.1	20	5.1	3,005	6.4	1:2	<1

Continuación tabla 18. Valores de cada sub-atributo aplicado a los sitios muestreados de Akumal.

Sub-At: Sub-Atributos de la R-RW; **1:** Especies indeseables, valores en individuos/100m²; **2:** Turismo, actividades/sitio/año; **3:** Actividades pesqueras, valores según la zonas de pesca; **4:** Anomalías térmicas, valor promedio del DWH de los últimos 5 años; **5:** Calidad de agua, valores del índice TRIX; **6:** Sedimentación, valores en mg/cm²/día; **7:** Sustrato físico, valores en % de sustrato consolidado; **8:** Bentos deseables, valores en número de las especies presentes; **9:** Necton deseable, valores en biomasa de peces comerciales g/100m²; **10:** Especies indeseables, valores en niveles de severidad presentes; **11:** Macroalgas, valores en % de macroalgas carnosas; **12:** Constructores arrecifales primarios, valores en % cobertura relativa; **13:** Corales duros, valores en % de cobertura; **14:** Rugosidad, valores en índice de rugosidad de 0 a 1; **15:** Corales reproductores, % de cobertura relativa de corales constructores arrecifales primarios; **16:** Condición de coral, valores en % de cobertura relativa; **17:** Herbivoría, valores en biomasa de peces herbívoros g/100m²; **18:** Reclutamiento de corales, valores en densidad individuos/m²; **19:** Conectividad, valores en proporción de Incubador:Desovador; **20:** Flujos del paisaje, valores en distancia del arrecife con pastizales y manglares; **DiTj:** Día de muestreo i, Numero de transecto j; **ZRP:**Zona de Refugio Pesquero; **ARPEA:** Área de Refugio para la Protección de Especies Acuáticas.

Sub-At	Laguna			Frente					Pendiente											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
D4T8	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	61	4	984	1	14	1.6	3.7	0.2	50	5.1	4,161	12.8	5:1	<1
D5T1	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	95	5	393	3	58	10.4	3.8	0.3	68.8	3.9	2,235	0	0:1	<1
D5T2	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	99	3	300	1	60	7.9	6.7	0.2	76.5	10.2	2,325	3.2	0:1	<1
D5T3	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	90	4	0	1	55	7.4	2.5	0.2	70	5.9	1,759	3.2	3:0	<1
D5T4	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	82	6	0	4	3	6.2	2.3	0.1	36.4	3.4	2,163	6.4	2:1	<1
D5T5	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	100	6	1175	1	3	3.4	8.1	0.1	50	4.3	855	12.8	3:4	<1
D5T6	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	96	5	474	1	5	6.5	7.1	0.3	35.7	2.8	2,532	3.2	1:1	<1
D5T7	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	98	4	0	1	3	2.4	2.5	0.1	25	5.5	4,507	12.8	5:3	<1
D5T8	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	99	6	531	1	2	3.5	7.5	0.1	63.6	10.3	5,279	9.6	4:1	<1
D5T9	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	88	3	0	0	2	4	2.1	0.0	33.3	9.3	3,060	6.4	2:0	<1
D6T1	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	93	8	221	1	24	14.5	8.3		43.9	5.0	1,081			<1
D6T2	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	100	5	170	0	38	9.6	7.7		33.3	6.4	1,887			<1
D6T3	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	0.9	99	5	59	1	40	18.3	6.0		42.4	8.3	896			<1
D6T4	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	100	7	258	1	6	4.1	9.0		43.8	5.9	734			<1
D6T5	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	98	6	53	1	7	4.9	10.0		73.3	5.8	1,276			<1
D6T6	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	99	6	62	1	17	7	10.4		72.7	4.8	1,611			<1
D6T7	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	100	5	221	1	30	4.4	9.0		75.0	4.1	1,573			<1
D6T8	0	>7mil	ZRP	1.14	9.7	2.9	57	7	0	1	29	10.7	4.2		52.2	6.1	1,729			<1
D7T1	0	>7mil	ARPEA	1.14	9.7	0.9	99	6	641	1	56	12.3	6.3		63.6	2.2	812			<1
D7T2	0	>7mil	ARPEA	1.14	9.7	0.9	98	6	7192	1,	51	11.8	5.4		38.9	8.5	1,431			<1
D7T3	0	>7mil	ARPEA	1.14	9.7	0.9	97	5	12586	1	52	13.5	5.2		48	3.8	866			<1
D7T4	0	>7mil	ARPEA	1.14	9.7	2.9	93	3	442	1	5	3.4	3.5		71.4	3.9	706			<1
D7T5	0	>7mil	ARPEA	1.14	9.7	2.9	87	3	0	4	2	1.8	1.9		0	1.8	1,931			<1
D7T6	0	>7mil	ARPEA	1.14	9.7	2.9	91	7	709	1	3	10.3	13.1		44.4	5.7	326			<1
D7T7	0	>7mil	ARPEA	1.14	9.7	2.9	93	5	0	1	11	7.7	7.9		58.3	3.2	1,862			<1

Tabla 19. Valores de la R-RW de cada sub-atributo en la escala de 1 al 5 (condiciones críticas -1- y condiciones ideales -5-), aplicado a los sitios muestreados de Akumal.

Sub-At: Sub-Atributos de la R-RW; **1:** Especies indeseables; **2:** Turismo; **3:** Actividades pesqueras; **4:** Anomalías térmicas; **5:** Calidad de agua; **6:** Sedimentación; **7:** Sustrato físico; **8:** Bentos deseables; **9:** Necton deseable; **10:** Especies indeseables; **11:** Macroalgas; **12:** Constructores arrecifales primarios; **13:** Corales duros; **14:** Rugosidad; **15:** Corales reproductores; **16:** Condición de coral; **17:** Herbivoría; **18:** Reclutamiento de corales; **19:** Conectividad; **20:** Flujos del paisaje; **DiTj:** Día de muestreo i, Número de transecto j.

Sub-At	Laguna			Frente					Pendiente											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
D1T1	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	1	1	1	2	1	1	2	3	5	5
D1T2	5	1	4	3	1	5	5	3	1	1	1	1	1	2	3	1	5	4	2	5
D1T3	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	1	1	1	1	2	1	5	3	3	5
D2T1	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	1	1	2	2	2	1	5	4	4	5
D2T2	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	1	1	1	2	2	1	5	3	2	5
D2T3	5	1	4	3	1	5	5	3	1	1	1	1	1	2	2	1	5	4	2	5
D2T4	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	4	1	1	2	4	1	5	4	3	5
D2T5	5	1	4	3	1	5	5	3	1	1	3	1	1	2	3	1	5	3	3	5
D2T6	5	1	4	3	1	5	5	3	1	1	3	1	1	1	1	2	4	3	4	5
D2T7	5	1	4	3	1	5	5	4	2	1	4	1	3	2	3	1	3	4	2	5
D2T8	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	3	1	1	2	3	1	4	3	3	5
D3T1		1	4	3	1	5	1	2		3	2	1	1		3	1		1	2	5
D3T2		1	4	3	1	5	1	2		5	4	1	1		1	5		1	2	5
D3T3		1	4	3	1	5	1	2		5	3	1	1		1	5		1	2	5
D3T4		1	4	3	1	5	2	3		5	1	1	1		1	5		1	2	5
D3T5		1	4	3	1	5	3	3		5	1	1	1		1	4		1	1	5
D3T6		1	4	3	1	5	3	3		3	2	1	1		2	4		1	2	5
D3T7		1	4	3	1	5	2	3		3	4	1	1		1	3				5
D3T8		1	4	3	1	5	3	4		5	4	1	1		1	2				5
D4T1	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	1	1	1	3	4	3	3	1	2	5
D4T2	5	1	4	3	1	5	5	3	1	1	1	1	2	2	4	1	2	1	1	5
D4T3	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	1	1	1	2	3	1	2	1	5	5
D4T4	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	2	1	2	3	3	3	3	4	3	5
D4T5	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	1	1	1	2	2	3	4	4	4	5
D4T6	5	1	4	3	1	5	4	2	1	5	3	1	1	1	5	1	2	5	3	5
D4T7	5	1	4	3	1	5	5	3	1	5	2	1	1	1	1	2	4	4	5	5
D4T8	5	1	4	3	1	5	3	3	3	1	2	1	1	1	3	2	5	5	3	5
D5T1	5	1	4	3	1	5	5	4	2	3	1	1	1	2	4	3	3	1	5	5
D5T2	5	1	4	3	1	5	5	3	1	1	1	1	2	1	4	1	3	3	5	5
D5T3	5	1	4	3	1	5	5	3	1	1	1	1	1	1	4	2	2	3	4	5
D5T4	5	1	4	3	1	5	5	4	1	4	4	1	1	1	2	3	3	4	3	5
D5T5	5	1	4	3	1	5	5	4	3	1	4	1	2	1	3	2	1	5	3	5
D5T6	5	1	4	3	1	5	5	4	2	1	4	1	2	2	2	3	3	3	4	5
D5T7	5	1	4	3	1	5	5	3	1	5	4	1	1	1	2	2	5	5	3	5
D5T8	5	1	4	3	1	5	5	4	2	1	4	1	2	1	3	1	5	4	3	5
D5T9	5	1	4	3	1	5	5	3	1	5	4	1	1	1	2	1	4	4	4	5
D6T1	5	1	4	3	1	5	5	5	1	1	2	1	2		2	2	2			5
D6T2	5	1	4	3	1	5	5	4	1	5	2	1	2		2	1	3			5
D6T3	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	2	1	2		2	1	1			5
D6T4	5	1	4	3	1	5	5	5	1	1	3	1	2		2	2	1			5
D6T5	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	3	1	3		4	2	2			5

Continuación tabla 19. Valores de la R-RW de cada sub-atributo en la escala de 1 al 5 (condiciones críticas -1- y condiciones ideales -5-), aplicado a los sitios muestreados de Akumal.

Sub-At: Sub-Atributos de la R-RW; 1: Especies indeseables; 2: Turismo; 3: Actividades pesqueras; 4: Anomalías térmicas; 5: Calidad de agua; 6: Sedimentación; 7: Sustrato físico; 8: Bentos deseables; 9: Necton deseable; 10: Especies indeseables; 11: Macroalgas; 12: Constructores arrecifales primarios; 13: Corales duros; 14: Rugosidad; 15: Corales reproductores; 16: Condición de coral; 17: Herbivoría; 18: Reclutamiento de corales; 19: Conectividad; 20: Flujos del paisaje; DiTj: Día de muestreo i, Número de transecto j.

Sub-At	Laguna					Frente					Pendiente									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
D6T6	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	2	1	3		4	2	2			5
D6T7	5	1	4	3	1	5	5	4	1	5	1	1	2		4	2	2			5
D6T8	5	1	4	3	1	5	3	5	1	1	1	1	1		3	1	2			5
D7T1	5	1	4	3	1	5	5	4	2	5	1	1	2		4	3	1			5
D7T2	5	1	4	3	1	5	5	4	5	1	1	1	2		2	1	2			5
D7T3	5	1	4	3	1	5	5	4	5	1	1	1	2		2	3	1			5
D7T4	5	1	4	3	1	5	5	3	2	5	3	1	1		4	3	1			5
D7T5	5	1	4	3	1	5	5	3	1	4	4	1	1		1	4	3			5
D7T6	5	1	4	3	1	5	5	5	2	1	4	1	3		2	2	1			5
D7T7	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	2	1	2		3	3	3			5

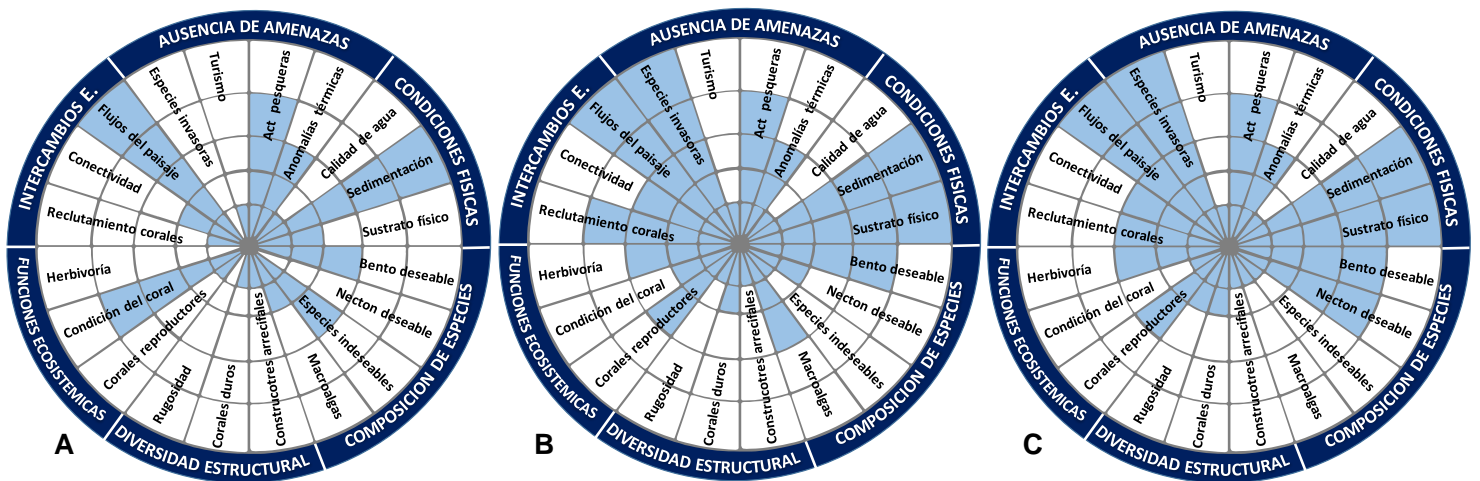


Figura 12. R-RW promedio de cada zona arrecifal
A: Laguna arrecifal, **B:** Frente arrecifal, **C:** Pendiente arrecifal

8.6 Clasificación de sitios para restauración en el Arrecife de Akumal

Una vez aplicada la R-RW en cada sitio muestreado de Akumal, estos se clasificaron en las diferentes categorías de vocación de actividades de restauración según sus características (Figura 13).

Debido a la condición general que presenta el arrecife de Akumal, los sitios arrecifales solo se pudieron asignar a dos categorías: Sitios No Aptos y Sitios aptos (Tabla 20). El 76.5% de los sitios se clasificaron Sitios No Aptos, de los cuales, siete fueron de la laguna (87.5% de los sitios de la laguna), 18 del frente arrecifal (72% de los sitios del frente), y 14 de la pendiente (77.8% de los sitios del pendiente).

El 23.5% de los sitios se clasificaron como Sitios aptos, de los cuales, uno fue de la laguna (12.5% de los sitios de la laguna), siete del frente arrecifal (28% de los sitios del frente), y cuatro de la pendiente (22.2% de los sitios del pendiente).

Todos los sitios que tuvieron el sub-atributo de *condición de coral* y *sustrato físico* en nivel 1 y 2, fueron clasificados como Sitios No Aptos.

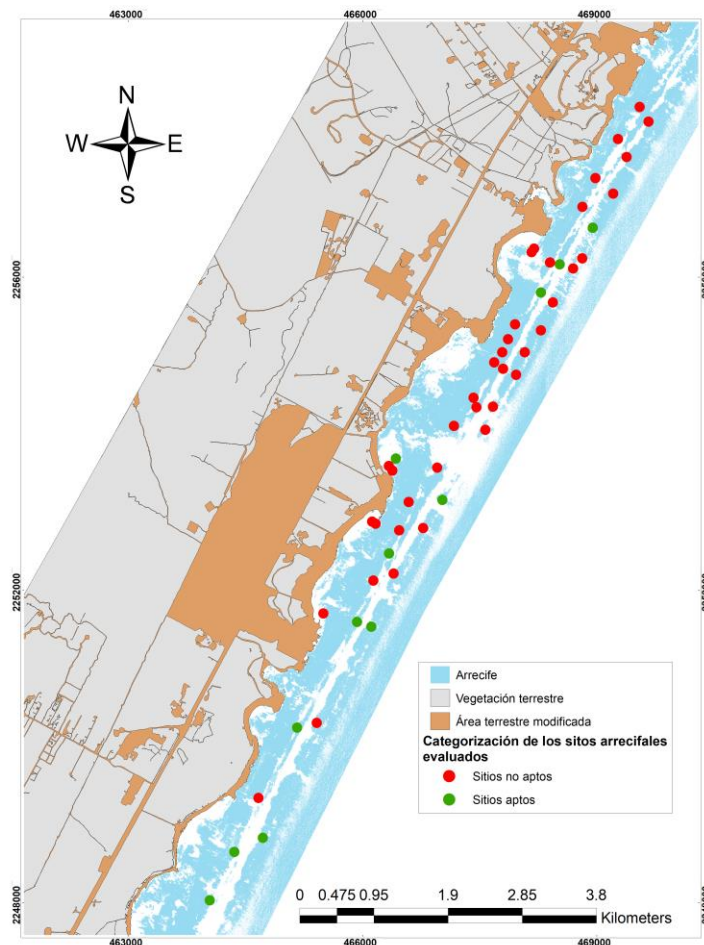


Figura 13. Sitios arrecifales (2019) en el Arrecife de Akumal, categorizados según su vocación para actividades de restauración con base en la R-RW.

Tabla 20. Clasificación de sitios para aplicar acciones de restauración con base al R-RW. DiTj: Día de muestreo i, Número de transecto j.

Sitios	Categoría	Zona arrecifal
D1T1	Sitios no aptos	Pendiente
D1T2	Sitios no aptos	Pendiente
D1T3	Sitios no aptos	Pendiente
D2T1	Sitios no aptos	Pendiente
D2T2	Sitios no aptos	Pendiente
D2T3	Sitios no aptos	Pendiente
D2T4	Sitios no aptos	Frente
D2T5	Sitios no aptos	Frente
D2T6	Sitios no aptos	Frente
D2T7	Sitios no aptos	Frente
D2T8	Sitios no aptos	Frente
D3T1	Sitios no aptos	Laguna
D3T2	Sitios no aptos	Laguna
D3T3	Sitios no aptos	Laguna
D3T4	Sitios no aptos	Laguna
D3T5	Sitios no aptos	Laguna
D3T6	Sitios aptos	Laguna
D3T7	Sitios no aptos	Laguna
D3T8	Sitios no aptos	Laguna
D4T1	Sitios aptos	Pendiente
D4T2	Sitios no aptos	Pendiente
D4T3	Sitios no aptos	Pendiente
D4T4	Sitios aptos	Frente
D4T5	Sitios aptos	Frente
D4T6	Sitios no aptos	Frente
D4T7	Sitios no aptos	Frente
D4T8	Sitios no aptos	Frente
D5T1	Sitios aptos	Pendiente
D5T2	Sitios no aptos	Pendiente
D5T3	Sitios no aptos	Pendiente
D5T4	Sitios aptos	Frente
D5T5	Sitios no aptos	Frente
D5T6	Sitios aptos	Frente
D5T7	Sitios no aptos	Frente
D5T8	Sitios no aptos	Frente
D5T9	Sitios no aptos	Frente
D6T1	Sitios no aptos	Pendiente
D6T2	Sitios no aptos	Pendiente
D6T3	Sitios no aptos	Pendiente
D6T4	Sitios no aptos	Frente
D6T5	Sitios no aptos	Frente
D6T6	Sitios no aptos	Frente
D6T7	Sitios no aptos	Frente
D6T8	Sitios no aptos	Frente
D7T1	Sitios aptos	Pendiente
D7T2	Sitios no aptos	Pendiente
D7T3	Sitios aptos	Pendiente
D7T4	Sitios aptos	Frente
D7T5	Sitios aptos	Frente
D7T6	Sitios no aptos	Frente
D7T7	Sitios aptos	Frente

9. Discusión

En los últimos 15 años han aumentado los proyectos de restauración y algunos autores mencionan la importancia de incluir y evaluar la parte social, económica y ecológica que influyen en el éxito de la restauración (Spurgeon y Lindahl, 2000; Spurgeon, 2001; Hein *et al.*, 2017, 2019; Gann *et al.*, 2019), sin embargo, aunque estos tres componentes son importantes, este trabajo se centra en brindar una propuesta de evaluación estandarizada de la parte ecológica, ya que uno de los principales problemas de los proyectos de restauración de arrecifes, es el uso de uno o algunos indicadores, lo cual no es eficiente para poder expresar toda la complejidad ecológica del sistema (Dale y Beyeler, 2001). Hein *et al.* (2017) revisaron 83 proyectos de restauración corales, donde 55% solo consideraban crecimiento y sobrevivencia de los corales trasplantados para evaluar la restauración. Boström-Einarsson *et al.* (2020) hacen una revisión de los métodos actuales de restauración, recalcando la falta de uniformidad que existe en los proyectos y la necesidad de un monitoreo estandarizado.

La Recovery Wheel (RW) que propone el SER (Tabla 1) se publicó en el 2016, sin embargo, esta propuesta no aplica de manera transparente a los proyectos de restauración de arrecifes coralinos; el RW es una herramienta genérica que se puede adaptar a cualquier ecosistema, sin embargo, la complejidad de adaptar esta herramienta a los arrecifes de coral pudo ser el principal factor por el cual no se utilizó en los proyectos de restauración de corales. Antes de la aplicación del RW, los manejadores necesitan entender y obtener los atributos biológicos y las condiciones físicas del sistema para poder seleccionar los índices adecuados para evaluar correctamente un sistema arrecifal (Jameson *et al.*, 2001), por lo que la adaptación de la RW a los arrecifes de coral (Reef-Recovery Wheel -R-RW-) se generó para que los practicantes puedan realizar una evaluación correcta, de manera fácil y sencilla; y se establecieron las métricas para cada indicador, -considerando la facilidad y simplicidad de colecta de datos relevantes a través de actividades de monitoreo-, y tomando en cuenta que la mayoría de los proyectos de restauración cuentan con recursos limitados para operar (Bash y Ryan, 2002; González *et al.*, 2013, Bayaktarov *et al.*, 2020; Boström-Einarsson *et al.*, 2020).

Varios autores (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014; Carne *et al.*, 2016; Hein *et al.*, 2017; Hernández-Delgado, 2018), sugieren diversos indicadores que pueden utilizarse para medir la restauración en arrecifes, y coinciden en general con varios de los indicadores propuestos en esta tesis. Incluso en la guía de la NOAA para monitoreo de acciones de restauración para evaluar el éxito de la restauración (Goergen *et al.*, 2020). Ahí sugieren indicadores para evaluar los proyectos según sus metas de restauración, ya sea: 1) ecológica, 2) impulsada por eventos (p. ej., huracanes), 3) por cambio climático

y 4) para la investigación. Al comparar la evaluación para las metas de restauración ecológica de la NOAA, se evalúan dos objetivos, el mejoramiento de la población de coral, con los indicadores de abundancia de corales, capacidad reproductiva, condición de coral, diversidad y siembra de reclutas, los cuales, todos estos se pueden medir en la R-RW. El segundo objetivo mejorar la comunidad y el hábitat, con los indicadores de evaluación de invertebrados, peces arrecifales, estructura y complejidad del arrecife que se refiere a la rugosidad, y calidad de hábitat que incluye calidad de agua, sedimentación, composición bentónica, reclutamiento de coral, que también se evalúan en la R-RW; sin embargo, los sub-atributos de *turismo*, *actividades pesqueras*, *anomalías térmicas*, y *sustrato físico* de la R-RW no se consideran en los indicadores de restauración ecológica en la guía de la NOAA. Goergen *et al.*, (2020) sugieren diferentes maneras de llegar a los indicadores que proponen y la forma de evaluarlo es si se presenta un cambio en tiempo cero (al principio de las acciones de restauración) y tiempo 1 (después de las acciones de restauración), si el cambio es positivo, el valor con el que se califica es de 1, a diferencia de la R-RW. La diferencia de la presente propuesta, es la definición específica de las escalas (1 al 5) con los valores que se debe tener en cada nivel (crítico-malo-regular-bueno-óptimo), sin dejarlo al criterio o interpretación de los practicantes de restauración. Un ejemplo de esto, es el índice de salud del arrecife (RHI) de Healthy Reef (McField y Kramer, 2007), donde se proporcionan las escalas con rangos de valores de cada uno de sus los indicadores; brindar esta información a los practicantes permite estandarizar los procedimientos y las evaluaciones, tal como sugieren Boström-Einarsson *et al.*, (2020). Monitorear con enfoques cuantitativo, no solo provee una manera confiable de evaluar el progreso hacia una restauración exitosa, además ayuda a identificar problemas y aplicar un manejo adaptativo a los esfuerzos que lo necesiten (Goergen *et al.*, 2020).

Sin embargo, la herramienta R-RW está diseñada para evaluar sitios arrecifales y obtener un panorama representativo del ecosistema, y para poder establecer patrones de condición del arrecife. Actualmente, muchos proyectos de restauración realizan acciones a nivel local (Boström-Einarsson *et al.*, 2020; Gibbs, 2021; McLeod *et al.*, 2022), por lo que la adaptación de la R-RW también se podría aplicar adecuadamente a los proyectos.

9.1 Justificación de los sub-atributos

El SER menciona seis atributos de la RW para determinar el momento que ha logrado la restauración, señalando que no todos los sub-atributos deben cumplirse plenamente para demostrar un éxito en la restauración, pero debe mostrar una tendencia hacia los objetivos previstos o el sitio de referencia (Gann *et al.*, 2019; Goergen *et al.*, 2020).

La R-RW, tiene como fin medir la respuesta de las acciones de restauración en ecosistema de arrecifes coralinos en un área intervenida, sin embargo, no todos los sub-atributos pueden modificarse a partir de acciones de restauración activa a escalas locales y a corto plazo. De los 20 sub-atributos, seis (*turismo, actividades pesqueras, calidad de agua, sedimentación, condición de coral, flujos del paisaje*) necesitan estar en sinergia con otras acciones a un nivel regional o global para observar cambios favorables, no obstante, proveen una idea de cómo se encuentra el ecosistema y brindan información acerca del potencial del ecosistema para persistir a futuro. Como, por ejemplo, el sub-atributo de *flujos del paisaje*, es un atributo que no cambia de manera positiva con las acciones activas de restauración de corales, pero el deterioro que ocurre en los ecosistemas de manglares y pastos marinos puede influir de manera negativa en la evaluación de la R-RW. El perder estos ecosistemas afecta la conectividad y reclutamiento de especies claves y de importancia comercial en el arrecife (Steneck *et al.*, 2009). Si se registra una evaluación negativa en este atributo por la reducción de estos ecosistemas, lo ideal es que se pueda trabajar en conjunto con los proyectos de restauración de manglares y pastos marinos. La *calidad del agua* es otro sub-atributo que no se puede manipular con acciones locales de restauración arrecifal, sino a través de la implementación de políticas y regulaciones del uso y aprovechamiento en la porción terrestre a nivel de cuenca (Burke *et al.*, 2011; Kroon *et al.*, 2012; Butler *et al.*, 2013; Zepeda-Centeno *et al.*, 2018) y, un cambio positivo puede tomar años en observarse, sin embargo, si puede utilizarse para monitorear los cambios en los sitios de restauración. Estos datos son importantes en la evaluación y contextualización de sitios de restauración sin éxito, y pueden revelar la o las razones posibles de este resultado no exitoso, (p. ej., el aumento del nitrógeno inorgánico disuelto, el aumento de la sedimentación, turismo o la sobrepesca).

Las escalas de tiempo en las que se puede observar un cambio en los atributos de la R-RW, puede variar en cada sub-atributo. Las acciones locales como la siembra de corales pueden provocar un cambio visible en el aumento de la cobertura de corales en los primeros años de la restauración, sin embargo, no se evalúa de manera individual el crecimiento y sobrevivencia de los corales sembrados a lo largo del tiempo como un indicador, como sugieren ciertos autores (Soong y Chen, 2003; Johnson *et al.*, 2011; Schopmeyer *et al.*, 2017; Goergen *et al.*, 2020), sino que se evalúa la cobertura y condición de los corales de manera general y como estas modificaciones en la composición bentónica pueden tener un efecto en la composición de especies de invertebrados y peces arrecifales (Bell y Galzin, 1984; Idjadi y Edmunds, 2006; Huntington *et al.*, 2017; Mudge *et al.*, 2019, Dhner *et al.*, 2022).

En comparación con otros sub-atributos, el reclutamiento de corales en un sitio puede tardar hasta 5 años para observar un cambio notable en la R-RW. Actualmente, se están implementando métodos para mejorar el reclutamiento sexual de corales por

técnicas de acuicultura *ex situ*, con el fin de observar estos cambios en menor tiempo (Petersen y Tollrian, 2001; Leal *et al.*, 2014), por eso es importante que los proyectos de restauración consideren planes de acción y monitoreo en una escala de tiempo mayor (≥ 5 años). Goergen *et al.*, (2020) mencionan que a pesar de que estos cambios transicionales de una línea base del arrecife a un ecosistema sano productivo puede tardar más de cinco años, es extremadamente importante entender la sucesión ecológica después de la restauración, para evaluar los efectos de la restauración en las funciones del ecosistema, y en qué tiempo post-restauración debe evaluarse cada criterio. Por ejemplo, un cambio en la estructura de las comunidades de peces se han observado cambios a partir de los primeros años en sitios donde se han realizado siembra de corales (Padilla-Souza *et al.*, 2017; Dhner *et al.*, 2022), sin embargo, Hein *et al.*, (2020) y Ladd *et al.*, (2019) mencionan que en sitios donde se han realizado restauración, después de cinco a 10 años no se ha observado un cambio significativo en las comunidades de peces, por lo que las acciones implementadas se deben planear, diseñar y monitorear adecuadamente. La aplicación de la R-RW se recomienda implementar por lo menos cada año a un plazo de ≥ 5 años, considerando lo que mencionan Goergen *et al.*, (2020) y Gouezo *et al.*, (2021), que un arrecife puede tardar mínimo cinco a 10 años para tener un efecto en la complejidad estructural, la biomasa de herbívoros, la cobertura de especies bentónicas y en el reclutamiento de corales por reproducción sexual.

9.2 Modelo de referencia

El SER recomienda utilizar un modelo de referencia para ayudar en el diseño del proyecto, establecer objetivos ecológicos y mejorar los monitoreos (Gann, *et al.*, 2019). Higgs *et al.*, (2018) mencionan que uno de los problemas de manejar un sitio de referencia previo a los daños/degradación, es la ausencia de la dinámica temporal del ecosistema. Sin embargo, varios trabajos de restauración, recalcan la importancia de definir el sitio de referencia para los proyectos de restauración (Jaap, 2000; Edwards, 2010; Wortley *et al.*, 2013; McDonald *et al.*, 2016; Hein *et al.*, 2017). Boström-Einarsson *et al.*, (2020) mencionan que la mayoría de los proyectos de restauración en corales se centran la recuperación de las especies en peligro como los corales del género *Acropora*, y que utilizar un modelo de referencia ayuda a poner como meta una restauración del sistema arrecifal, en vez de solo la recuperación de las especies en peligro de extinción.

La propuesta del modelo teórico de referencia manejada en el presente estudio se enfoca en las características de diferentes zonas del arrecife (laguna, frente, pendiente) considerados como sanos en el Caribe, con el fin de validar las escalas de los sub-atributos de la R-RW. Debido a que es un modelo de referencia genérico, es

importante que en los proyectos de restauración utilicen, en lo posible y como prioridad, las características previas del sitio antes de la degradación o daño ocurrido, tal como menciona Gann *et al.*, (2018, 2019), o en su defecto sitios de referencia con características de mínima degradación cercanos al sitio de interés a restaurar, brindando así flexibilidad de adaptación de esta herramienta al arrecife de interés y a las metas de cada proyecto. En caso de que los practicantes de restauración no puedan obtener todas o algunas de las características de los sub-atributos de la R-RW del sitio antes del daño/degradación, el modelo teórico aquí propuesto puede servir como una guía para el modelo de referencia, sin embargo, trabajar con un patrón de referencia fijo, pierde exactitud y realismo, debido a las diferencias inherentes de cada arrecife.

Con el fin de brindar un panorama real, este modelo de referencia no consideró arrecifes con características previas a los 80's, antes de la mortalidad masiva de los corales del género *Acropora*, debido a que, en teoría, sería imposible recuperar ese tipo de complejidad ambiental (Aronson y Precht, 2001; Gardner *et al.*, 2003; Graham *et al.*, 2014). Este modelo de referencia que plantea la meta de recuperación de la función y recuperación de arrecifes se basa en un set de datos referente a 60 sitios arrecifales que presentaron las mejores características estructurales de los últimos 20 años de la base de datos del AGRRA. Los sitios que tuvieron estas características se encontraban entre los últimos 10 a 5 años, sin embargo, en concordancia con algunos autores, se entiende que los niveles máximos de las escalas definidas en algunos de los sub-atributos del modelo (Figura 5) podrían ser difíciles de recuperar, debido principalmente a las amenazas como el cambio climático, calidad de agua y el aumento de la incidencia de enfermedades (Hoegh-Guldberg 2007, Carpenter *et al.* 2008, Hughes *et al.*, 2018, Estrada-Saldívar *et al.*, 2019, 2020, 2021).

Al respecto de las posibilidades de recuperación de algunos sub-atributos importantes se han reportado aumentos en coberturas coralinas en el Caribe mexicano del 2005 al 2016 en un ~5-6%, y la cobertura de macroalgas en ~14-25%, aunque este aumento se atribuye a especies de coral de tallas pequeños y no a especies constructoras arrecifales primarios (Contreras-Silva *et al.*, 2020; Elías-Ilosvay *et al.*, 2020, González-Barrios *et al.* 2021), el agregar acciones de restauración eficientes pueden lograr un cambio significativo en el arrecife que se vea reflejado en la R-RW para llegar al modelo de referencia propuesto.

Aplicar acciones de restauración ha ayudado aumentar las coberturas de coral a un nivel local, mejorando las características en la biomasa de peces, reclutamiento, y conectividad (Ferse, 2008; Fadli *et al.*, 2012; Hein *et al.*, 2020; Kuffner *et al.*, 2020; Larkin *et al.*, 2021). Aunque el efecto de mortalidades masivas de corales provocadas principalmente por enfermedades y blanqueamiento, no se ha mitigado de manera

significativa, se están aplicando nuevos métodos de restauración (van Oppen *et al.*, 2017), como los planes de acción para rescatar y combatir la enfermedad de pérdida de tejido en corales duros (SCTLD) (Neely, 2018; CONANP, 2019; Doyle y O'Sullivan, 2019; Miller *et al.*, 2020).

La restauración de corales es factible, gracias a que se está ampliando el panorama de las acciones de restauración para recuperar la función y servicios del ecosistema y reducir las amenazas en los arrecifes de coral, pero puede ser costosa dependiendo de las técnicas aplicadas (van Oppen *et al.*, 2017; Bayraktarov *et al.*, 2019; Lester *et al.*, 2020), y teniendo en cuenta, que algunos sitios debido al alto grado de degradación, podrían no ser aptos para aplicar acciones de restauración (Anthony *et al.*, 2020). Schopmeyer *et al.*, (2017), Shaver *et al.*, (2017) y Ladd, *et al.*, (2018), mencionan que la selección del sitio es de los factores más importantes para garantizar el éxito de la restauración, por lo que el modelo de referencia propuesto, puede ser factible en sitios locales que cumplan con ciertas características, como en el esquema de clasificación propuesto en la sección 7.4, en las categorías de Sitios Aptos y Sitios Prioritarios.

9.3 Resultados de la prueba piloto, comparación de las ruedas

Una de las limitantes de la prueba piloto, fue que no se monitorearon todos los sub-atributos de la R-RW antes y después de las acciones de restauración; en el arrecife Cuevones tres de los 20 sub-atributos se obtuvieron en zonas diferentes al área restaurada y se utilizó la misma información para la evaluación antes y después de la restauración; en el arrecife Manchones ocurrió en siete de los 20 sub-atributos.

En términos generales, después de cuatro años de acciones de restauración activa, se produce un cambio notorio en la composición de especies y la diversidad estructural (Figura 6). Los sub-atributos de *bentos deseable* (Cuevones de 2 a 5 especies -nivel 2 a 4-; Manchones de 0 a 5 especies -nivel 1 a 2-), *corales duros* (Cuevones de 9.96 a 13.87% -nivel 2 a 3-; Manchones de 2.8 a 10.95%, nivel 1 a 3) y *constructores arrecifales primarios* (Cuevones de 20 a 43% -nivel 1 a 2-; Manchones de 0 a 49% -nivel 1 a 2-), aumentaron en ambos arrecifes, debido a la siembra que se realizó de diferentes especies de coral. Sin embargo, las coberturas de corales (sub-atributo *corales duros*) aún se encuentran en un nivel regular (nivel 3), apenas superan el 10% de cobertura que sugiere Perry *et al.*, (2013) para que no se pierda los balances de carbonato en el sitio, por lo que los niveles de *constructores arrecifales primarios* aumentó de una escala crítica (nivel 1) a mala (nivel 2), indicando que el ~60% cobertura de corales fueron especies de coral de tallas pequeñas, que no aportan una estructura basal en el arrecife (Álvarez-Filip *et al.*, 2013; González-Barrios *et al.* 2020).

Por lo cual, el porcentaje de constructores arrecifales primarios con tamaño reproductor (Cuevones de 0 a 28% -nivel 1 a 2-; Manchones, 0 a 29% -nivel 1 a 2-), es aún bajo. La mayoría de los corales reproductores que se registraron fueron de la especie de coral *Acropora*, a comparación de otras especies que se sembraron, debido a que el crecimiento de estas especies es más rápido, *A. cervicornis* presenta un crecimiento de 14cm/año (Lewis *et al.*, 1968), *A. palmata* de 6.8cm/año (Padilla-Souza y Lara, 1996), y los corales masivos presentan un crecimiento de 1cm al año (Ortiz-Prosper *et al.*, 2001).

El sub-atributo de *reclutamiento de corales* solo se midió en el arrecife Cuevones, sin embargo, no presentó cambios en los niveles de la R-RW (1.75 a 1.5/m², nivel 1, crítico), puede ser debido a la baja cobertura de corales reproductores y que el tiempo para observar un cambio significativo en el reclutamiento es mayor a los 4 años en los que se evaluó el proyecto para la prueba piloto (Goergen *et al.*, 2020; Gouezo *et al.*, 2021), además de presentar una alta cobertura de macroalgas (55% de cobertura), siendo una de las principales causas de mortalidad en los reclutas de coral, debido a la competencia por espacio que presentan (Richmond, 1997; Edmunds y Carpenter, 2001; McCook, 2001; McManus y Polsenberg, 2004).

El sub-atributo de *herbivoría* (biomasa de peces herbívoros), mejoró en ambos arrecifes (Manchones: 684 a 1956 g/100m² -nivel 1 a 3-; Cuevones 724 a 1026 g/100m² -nivel 1 a 2-), Mudge *et al.* (2019), registraron que los grupos de herbívoros están asociados con la presencia y aumento de la cobertura de especies de *Acropora palmata* en Akumal. El aumento de la cobertura de corales que se produce con la siembra de corales incremento la disponibilidad de refugio para peces arrecifales, algunos autores mencionan la relación que existen entre la complejidad arrecifal que proveen los corales, con el ensamblaje y función de peces arrecifales (Rogers *et al.*, 2014; Álvarez-Filip *et al.*, 2011; Shantz *et al.*, 2015; Yanovski y Abelson, 2019). Incluso el sub-atributo de *necton deseable* (biomasa de peces comerciales) aumentó en el arrecife Cuevones (634 a 1,325 g/100m² nivel 2 a 4-), sin embargo, el arrecife Manchones, registró un declive en el sub-atributo de *necton deseable*, que es la biomasa de peces comerciales (nivel 5 a 1), sugiriendo que existe un impacto en la forma que se distribuye la biomasa por nivel trófico, donde los grandes depredadores han disminuido (Carriquiry-Beltrán *et al.*, 2013), esto puede ser consecuencia de una perturbación antropogénica, a comparación de Cuevones, Manchones es un arrecife abierto a actividades turísticas, pudiendo afectar el monitoreo de peces debido a la presencia de turistas en ese momento (Graham y Cooke, 2008) o por actividades de pesca ilegal (Sandin *et al.*, 2008).

El sub-atributo de *macroalgas* se mantuvo constante en el arrecife Cuevones, de 55.6% a 55.8% (nivel 1), presentado altas coberturas de macroalgas a lo largo del

proyecto, sugiriendo que las acciones de siembra de corales no tuvieron influencia en este sub-atributo, la herbivoría aumentó 302 g/100m² (724 a 1,026 g/100m² -nivel 1 al 2-), sin embargo, sigue en un nivel bajo de la R-RW (nivel 2 –malo-). En comparación, el arrecife Manchones presentó un incremento de cobertura de macroalgas del 22.3% al 51.9%, aun cuando mejoró la herbivoría de peces a un nivel regular (nivel 3), con un aumento en su biomasa de 1,272 g/100m² (684 a 1,956 g/100m² -nivel 1 al 3-). Arias-González *et al.*, (2017) reportaron que el arrecife de Mahahual presentó un cambio dominancia de corales a macroalgas, a pesar de que no hubo un decremento en la biomasa de herbívoros, siendo los factores que afectaron al aumento de macroalgas el incremento de turismo y el desarrollo costero asociado, con consecuencias en el incremento de la sedimentación y nutrientes en el sitio, registrando que estos factores pueden provocar un aumento del 43% en la cobertura de macroalgas. Esto coincide, en que el arrecife de Manchones, es un arrecife abierto a actividades turísticas, por lo que pudo causar un efecto en la calidad de agua y la sedimentación, provocando que aumente un 29.6% la cobertura de macroalgas, sin embargo, estos sub-atributos no se midieron en el proyecto de restauración, no obstante, se ha reportado en otros estudios la relación que existe entre el aumento de nutrientes y el crecimiento de macroalgas, y como esto puede estar relacionado al turismo (Cloern, 2001; Harriott (2002), Ballesteros *et al.*, 2007; De'ath y Fabricius, 2010).

La R-RW proporciona una imagen más completa del proceso de recuperación que guía la implementación de acciones hacia los objetivos de restauración, ayudando a identificar a través de los sub-atributos hacia donde adaptar los esfuerzos de restauración. Por ejemplo, de los sub-atributos que se monitorearon antes y después de la restauración en la prueba piloto se observa que aún con las acciones implementadas de siembra de corales, algunos sub-atributos no presentan cambios significativos (Figura 6). Aumentó la cobertura de *corales duros* y *bentos deseables*, pero al comparar con los demás sub-atributos, se observa que, a pesar de aumentar la biomasa de peces herbívoros, sigue teniendo altas coberturas de macroalgas que disminuye el sustrato disponible para el reclutamiento de corales (McCook, 2001; McManus y Polsenberg, 2004).

Esto pone en relieve la importancia de incorporar estrategias de restauración adicionales que ayuden a la recuperación de todo el ecosistema, Para poder mejorar los otros sub-atributos, además de la siembra de corales, se debe aprovechar la interacción de especies para mejorar el manejo del arrecife (Halpern *et al.*, 2007; Shaver, 2018), mejorar la herbivoría (Butler y Mojica, 2012), generar y fortalecer planes de manejo para mejorar la calidad de agua (Silbiger *et al.*, 2018), y aplicar acciones de estabilización sustrato en sitios que lo necesiten (Fox *et al.*, 2019; Ceccarelli *et al.*, 2020), con el fin de lograr una restauración integral.

9.4 Modelo de clasificación para seleccionar sitios para restauración

El modelo resultado de la aplicación de la técnica de Random Forest muestra una alta precisión predictiva y aplicabilidad incluso en problemas de alta dimensión con variables altamente correlacionadas, lo que a menudo ocurre en bioinformática (Strobl *et al.*, 2008). Además de que ha demostrado anteriormente que supera a otros tipos de modelos de regresión para modelar variables de ecosistemas en entornos de arrecifes de coral (Knudby *et al.*, 2010, 2011; 2013)

El decremento medio de la precisión del modelo (MDA), determino que los sub-atributos de *constructores arrecifales primarios*, *condición de coral*, *calidad de agua*, *corales duros*, y *corales reproductores*, tuvieron mayor peso para dar precisión al modelo en términos generales. Los sub-atributos de *constructores arrecifales primarios*, *corales reproductores* y *corales duros*, dieron la pauta para determinar si es un arrecife degradado o no, y los sub-atributos de *calidad de agua*, *condición de coral*, y *sustrato físico*, a determinar cuáles de los arrecifes degradados se pueden implementar acciones de restauración.

En este modelo, los sitios categorizados como Sitios No Aptos para restauración, son sitios en los que actualmente no es conveniente invertir recursos en estrategias como la siembra de corales. Entre las variables con mayor importancia para esta categoría se encuentra: el sub-atributo de *condición de coral*, debido a que es un indicador de las incidencias de enfermedades en el sitio, cuando se registra más del 4% de la cobertura de coral con enfermedades entra en esta categoría. Bruckner *et al.* (2000); Johnson *et al.*, (2011); Lirman *et al.*, (2016) y Shaver *et al.*, (2020) coincide con no se deben realizar siembra de corales en estos sitios para evitar la propagación de enfermedades. El sub-atributo de *calidad de agua*, debido a que se registran niveles altos de eutrofización, promoviendo el crecimiento de macroalgas (McCook, 2001), además, que puede aumentar la severidad de las enfermedades de coral (Bruno *et al.*, 2003; Kuntz *et al.*, 2005; Vega-Thurber *et al.*, 2014), se ha reportado como uno de los principales factores de mortalidad en los viveros de coral (Young *et al.*, 2012) por lo que se recomienda evitar sitios con estas características para las acciones de restauración. El sub-atributo de *sustrato físico*, debido a que este modelo se generó para proyectos que vayan a realizar acciones activas con énfasis en la siembra de corales, este sub-atributo es importante porque es un indicador de que tan consolidado se encuentra el sitio, se ha reportado que la sobrevivencia de los corales depende la fijación que tengan a un sustrato estable (Bothwell, 1982; Rojas, 2008; Ceccarelli *et al.*, 2020), sobretodo en sitios que presentan alto porcentaje de sustrato no consolidado debido a que han sufrido daños directos por tormentas, y accidentes

náuticos (Gardner *et al.*, 2005; Ceccarelli *et al.*, 2020). El sub-atributo de *anomalías térmicas*, indica si el arrecife se encuentra en una zona propensa a eventos de blanqueamiento, sitios con alertas de blanqueamiento 1 y 2 de la NOAA entran en esta categoría. Harris *et al.*, (2006) y Beyer *et al.*, (2018) mencionan que es difícil poder tratar de remediar los impactos del cambio climático, Anthony *et al.*, (2020) recomiendan evitar los sitios propensos a altas temperaturas que puedan provocar el blanqueamiento en los corales y aumentar el índice de enfermedades.

La categoría de Sitios Aptos, las variables con mayor importancia para esta categoría se encuentran: el sub-atributo de *condición de coral*, donde el porcentaje de enfermedades es menor al 4% del total de la cobertura de corales, indicando una menor incidencia de enfermedades en el sitio. El sub-atributo de *constructores arrecifales primarios*, indica al modelo que existe una baja cobertura de los corales que aportan mayor estructura al arrecife, clasificándolo en sitios que necesitan aplicar acciones de restauración para aumentar la cobertura de estos corales. El sub-atributo de *anomalías térmicas*, son sitios que no se encuentran en alertas de blanqueamiento. Los sub-atributos de *calidad de agua* y *herbivoría*, que también son variables importantes para esta categoría, presenta alto grado de eutrofización y una biomasa de herbívoros baja. Algunos autores sugieren utilizar sitios menos vulnerables al cambio climático y a la incidencia de enfermedades, aunque presente características con alto grado de degradación, debido a que representan ventanas de oportunidad si se utilizan las estrategias adecuadas de intervención (Harris *et al.*, 2006; Maharaj *et al.*, 2018; Kuffner *et al.*, 2020; Anthony *et al.*, 2020; Sauders *et al.*, 2020), es necesario complementar las acciones activas con técnicas para mejorar la herbivoría y reducir especies indeseables (Miller *et al.*, 2010; Spadaro y Butler, 2020; Shaver *et al.*, 2020b), y trabajar en conjunto con acciones pasivas para mejorar el manejo de la calidad de agua, y la protección del hábitat (Zepeda-Centeno *et al.*, 2018; Humanes y Bastidas, 2015; Maharaj, 2020).

En los Sitios Prioritarios, las coberturas de corales son bajas, sin embargo, son sitios con menor grado de amenazas, que se pueden mejorar con estrategias de restauración activa a escalas locales, donde las acciones de siembra de corales tienen un potencial mayor de sobrevivencia a largo y corto plazo. Entre las variables con mayor importancia para esta categoría se encuentran los sub-atributos de *calidad de agua*, *condición de coral*, *sustrato físico*, *corales reproductores* y *macroalgas*, que se encuentran en rangos regulares a óptimos en la R-RW. Son las características que mencionan Edwards y Gómez, (2007), Johnson *et al.*, (2011), y Shaver *et al.*, (2020) adecuadas para realizar acciones de restauración.

Para los Sitios Fuente, los sub-atributos con mayor importancia fueron los *constructores arrecifales primarios*, *corales duros* y *corales reproductores*. Denotando

que tienen coberturas adecuadas de corales, indicador en el modelo que no es necesario realizar acciones de restauración en el sitio, sin embargo, pueden considerarse como colonias donadoras para viveros de coral. Que tenga estas características puede evitar impactos negativos en el arrecife al momento de la colecta, recomendando utilizar un aproximado del 10% o menos de la colonia con el fin de disminuir la mortalidad en las colonias donadoras (Soong y Chen, 2003; Edwards, 2010; Lirman *et al.*, 2010; Young *et al.*, 2012).

Shaver *et al.* (2020) en la guía de restauración de corales de la NOAA, mencionan como seleccionar los sitios de restauración, considerando: 1) la relevancia en las metas de restauración, 2) el potencial de mejorar la condición del sitio y 3) la sobrevivencia de los corales. También manejan un nivel del uno al cinco en cada categoría, pero el número de indicadores y la manera para clasificarlos en las escalas quedan subjetivos a los practicantes de restauración. A diferencia de lo propuesto en esta tesis, da mayor flexibilidad a los proyectos de restauración para adaptarse a las metas de los proyectos, sobre todo si la principal estrategia de restauración no está focalizada en la siembra de corales y en acciones activas de restauración. Sin embargo, el aumento en proyectos de restauración de arrecifes en los últimos años (Hein *et al.*, 2017; Boström-Einarsson *et al.*, 2020; Westoby *et al.*, 2020) hace necesario este tipo de herramientas para personas u organizaciones que están empezando con proyectos de restauración, y que no tienen la experiencia para definir la vocación de los sitios seleccionados. La aplicación tanto de la R-RW, como del modelo de selección de sitios propiciaría la estandarización de los indicadores y las escalas, y sobre todo sentaría las bases para mantener un monitoreo ambiental relevante, ya que son los mismos indicadores utilizados en la evaluación del proceso de recuperación después de las acciones de restauración los que se utilizan para generar el modelo.

Gouezo *et al.*, 2021 y Houk *et al.*, 2014 mencionan la importancia de incluir en este tipo de consideraciones acerca de los sitios de restauración, la exposición al oleaje, debido a que condiciones de oleaje intenso podrían dificultar el acceso para el monitoreo y el registro de los datos de los sub-atributos de la R-RW. En la presente propuesta no se considera esta característica, así como tampoco el tipo o facilidad de acceso a las zonas de restauración, sin embargo, estos datos pueden obtenerse de manera sencilla a través del uso de herramientas de SIG y se considera como un componente importante a integrar en futuras actualizaciones de la R-RW

9.5 Priorización de Sitios de Restauración Activa en Akumal

Akumal es un sitio degradado que se encuentra en continuo deterioro (López-Patoni, 2014; Molina-Hernández, 2016, Molina-Hernández *et al.*, 2018, Randazzo-Eisemann *et al.*, 2021, 2022, 2022b), la comunidad bentónica en el arrecife de Akumal está dominada por macroalgas y en comparación con el estudio de Naranjo-García (2016), en el lapso de 3 años, la cobertura de corales disminuyó del 7.85% a 5.2%, y Molina-Hernández *et al.*, (2018) mencionan un declive por década del 4% en cobertura total. En este contexto, se realizó la evaluación de la R-RW en los 51 sitios de Akumal con el fin de definir los sitios aptos para realizar acciones de restauración, sin embargo, cuando se aplicó el modelo de Random Forest, ninguno se categorizó como Sitios Prioritarios o Sitios Fuente.

Akumal es conocido por su alta actividad turística (Zurita *et al.*, 2012), e ineficiente tratamiento de aguas negras lo cual ha incrementado la velocidad de degradación en los arrecifes (Gil *et al.*, 2015; Renfro y Chadwick, 2017, Randazzo-Eisemann *et al.*, 2021). Debido a la baja cobertura de corales que se registró en el área, ningún sitio en el modelo fue categorizado como Sitio Fuente, la mala calidad de agua, y las altas coberturas de macroalgas fueron las principales causas de que no se clasificaran Sitios Prioritarios. Randazzo-Eisemann *et al.*, (2021), mencionan que estas características se han presentado en Akumal desde principios del año 2000, donde la dominancia de macroalgas ha aumentado, y actualmente se encuentra en niveles de un 74%. Esta dominancia de macroalgas está asociada a varios eventos de mortalidad de corales que se presentaron a lo largo de dos décadas, como algunos eventos de blanqueamiento masivo y brotes de enfermedades de coral que contribuyeron a la pérdida gradual de la cobertura coralina. Y el efecto de mortalidad asociada a estos eventos, también está relacionado al aumento del desarrollo urbano y turístico, que provoca altos niveles de nutrientes en los sistemas arrecifales.

Los datos de calidad de agua utilizados para esta evaluación fueron los generados por Naranjo-García (2016), indicando que la eutrofización se encontraba en el nivel crítico en todas las zonas del arrecife (laguna, frente, pendiente), esto coincide con Hernández-Terrones *et al.*, (2015) y Gil *et al.*, (2015), considerando que el nivel de impacto del turismo no ha disminuido, ni se han realizado acciones significativas para remediar la calidad de agua, se puede intuir que los valores aún sean similares.

Los registros de CONABIO (2020), indicaron que todos los sitios muestreados de Akumal se encuentran en una advertencia de blanqueamiento (nivel 3 del sub-atributo de *anomalías térmicas*, de acuerdo a las categorías de la NOAA), sin embargo, a pesar de que el área no aparece en el nivel de alerta de blanqueamiento, es necesario monitorear constantemente los cambios que podrían ocurrir si aumenta la temperatura.

La R-RW evalúa los sitios, y como la heterogeneidad ambiental causada por los aportes de agua del freático, el desarrollo estructural previo del arrecife y la historia de

afectaciones y presiones hacen que cada sitio sea único, por lo que existen Sitios Aptos cerca de Sitios No Aptos (Figura 12). El que algunos sitios sean No Aptos puede significar que un sitio tenga algunas condiciones (sub-atributos) completamente desfavorables y que en otro sitio los sub-atributos desfavorables sean otros. Por ejemplo, estaciones en la laguna que fueron clasificadas como Sitios No Aptos, son principalmente por el sustrato físico, con fondo dominado por cascajo, arena y vegetación mixta, y otras en el frente por la abundancia de enfermedades, organismos indeseables, falta de herbivoría y poco coral vivo. El 76.5% de los sitios se categorizaron como No Aptos, la mayoría de estos sitios tienen las características de presentar mayor incidencia de enfermedades y ser sitios que se encuentran cerca de la bahía de Akumal, y Media Luna. Son sitios con más influencia turística y Baker *et al.*, (2010) reportaron que los sitios de la bahía de Media luna y la laguna de Yalku, tuvieron mayor porcentaje de bacterias del género *Enterococcus* en la columna de agua, pudiendo afectar en la incidencia de enfermedades que se presenta actualmente en Akumal.

Randazzo-Eiseman *et al.*, (2022b) reportan el declive de corales en los últimos años, los cuales no se han recuperado ni en términos de cobertura, ni en términos de diversidad, por lo que implementar estrategias de restauración adecuadas para su recuperación sería ideal. Actualmente el CEA y el INAPESCA realizan esfuerzos de restauración activa en sitios localizados, con actividades de siembra de corales, sin embargo, es importante considerar todos los estresores que presenta Akumal. La R-RW, ayuda a dar pauta de que estrategias de restauración a utilizar, mostrando que la restauración activa enfocada en siembra de corales, podría aplicarse en ciertos sitios para ayudar a mejorar la dinámica interna del ecosistema, pero se recomienda agregar estrategias de evolución asistida para el cruce selectivo y cuidadoso de genotipos de coral más resistentes a altas temperaturas (Anthony *et al.*, 2017; van Oppen *et al.*, 2017; Beyer *et al.*, 2018) debido a que Akumal se encuentra en un nivel de advertencia de blanqueamiento.

10. Conclusiones

La herramienta Recovery Wheel propuesta por el SER para evaluación de acciones de restauración tiene una aplicación e interpretación relativamente sencilla y directa, utilizando indicadores relevantes. Su adaptación a la evaluación de arrecifes coralinos requirió el replanteamiento de los sub-atributos establecidos en la propuesta original, con el desarrollo de una base teórica robusta. La investigación bibliográfica relevante, exhaustiva y sistemática de cada uno de los sub-atributos propuestos dio la pauta para

establecer los rangos de los indicadores que constituyen cada sub-atributo y los rangos de estos para definir las categorías de la escala de evaluación.

La propuesta del modelo teórico de referencia, para la comparación de las evaluaciones resultantes de la Reef-Recovery Wheel, incluyó valores de indicadores basados en sitios existentes evaluados en los últimos 20 años. Y brinda una meta realista a las acciones de restauración activa, aunque se reitera que el objetivo final no es llegar a igualar este modelo de referencia, porque cada sitio tendrá características ambientales y comunitarias diferentes, y por lo tanto sus potenciales de desarrollo serán variables.

La Reef-Recovery Wheel funcionó en la prueba piloto mostrando cambios en los sitios antes y después de la restauración, teniendo una representación fácil de interpretar. Utilizarla de manera estandarizada en diferentes proyectos de restauración de corales, permitirá evaluar el progreso de la restauración a través del tiempo, facilitando la comparación entre proyectos. Además de ayudar a definir los objetivos de restauración para alcanzar un cierto nivel ecológico, y reducir las amenazas actuales, a través de la toma de decisiones que ayuden a ampliar el panorama de restauración para obtener una restauración integral

El modelo generado en esta propuesta para la clasificación de sitios de restauración, es un aporte original y novedoso, que mejora la aplicabilidad de la herramienta de la Reef-Recovery Wheel, para orientar a proyectos nuevos de restauración activa en la utilización eficientemente los recursos para genera un mayor beneficio, determinando si es factible la restauración y aumentando las posibilidades de que estos sitios de restauración se aproximen al modelo de referencia. Así, los proyectos de restauración podrán tener un mayor impacto y contribuir a mejorar la economía local y el bienestar humano a una escala relevante para que a un futuro se pueda abordar amenazas globales.

La herramienta de Reef Recovery Wheel con su modelo de clasificación de sitios permite evaluar los proyectos de restauración activa actuales, y establecer su nivel de éxito en la recuperación de la estructura y función del arrecife; y provee de información científicamente validada para la toma de decisiones en el manejo de las herramientas de restauración activa.

11. Recomendaciones

- Al Centro Ecológico de Akumal (CEA) y Eco-Bahía.
Director Héctor Lizarraga Cubedo

Directora Yuritz Espino

En relación a sus actividades de restauración activa en la zona de Akumal Q. Roo, se les recomienda:

- 1) Comenzar a implementar el uso de la Reef Recovery-Wheel para evaluar sus sitios de restauración.
- 2) Consultar y utilizar el mapa de vocaciones de sitios definidos en este estudio, para enfocar de manera óptima sus esfuerzos de restauración, ya que este mapa provee de información relevante acerca de la vocación de los sitios para realizar actividades de restauración considerando los estresores que presenta Akumal.
- 3) Favorecer actividades de restauración activa con un genotipo diverso sobre todo de especies constructoras arrecifales primarias de los géneros *Acropora* y *Orbicella*, y que se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2010. La razón de esta recomendación es incrementar la plasticidad adaptativa a las condiciones impuestas por el cambio climático global (Goerge *et al.*, 2020).
- 4) Implementar estrategias adicionales de siembra de corales en los sitios aptos, como la técnica de micro-fragmentación para acelerar el crecimiento de los corales masivos, con el fin de aportar una estructura al arrecife en menor tiempo y llegar a tallas de reproducción más rápido (Page *et al.*, 2018).
- 5) Implementar acciones que involucren el mejoramiento de la herbivoría para observar cambios en menor tiempo en diferentes sub-atributos de la R-RW. Se sugiere realizar un convenio de colaboración con la INAPESCA para incluir acciones del proyecto de cultivo de cangrejo rey (*Maguimithrax spinosissimus*) que manejan con Healthy Reefs, para la siembra de estos organismos en los sitios.

- Al Consejo de Cuenca de Tulum y a la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado (CAPA)

Director Juan Ramón Díaz Caldeón

Gerente Fernando Pérez Castillo.

En relación con la infraestructura de procesamiento de aguas negras en el área de Akumal se recomienda:

- 1) En calidad de urgente e indispensable: Aumentar la capacidad instalada de la planta de tratamiento de Akumal, incorporando el tratamiento hasta nivel terciario, ya que la eliminación del amoníaco, la desnitrificación y la precipitación de los fosfatos reducen el contenido de los nutrientes. El exceso de nutrientes

en el agua de mar es uno de los principales problemas de calidad de agua que se presentan en Akumal y que favorecen la mortalidad coralina.

- 2) Evitar la sobrecarga de la planta actual con pipas provenientes de otros sitios, La planta de tratamiento de aguas de Akumal no cuenta con un sistema adecuado de procesamiento de aguas negras, permite que la carga de contaminantes y materia orgánica se filtre a través del manto freático hacia el mar y el arrecife, con las consecuencias del aumento en enfermedades y mortalidad de corales en el área.

- A la Asociación de Hoteles de Tulum y la Asociación de Vecinos de Akumal Norte

Presidente David Ortiz Mena

En relación al desarrollo urbano y al procesamiento de aguas grises en el área de Akumal se recomienda:

- 1) Con el fin de mejorar la calidad de agua del mar y reducir los efectos negativos en los ecosistemas arrecifales coralinos se recomienda la implementación de drenaje desde las zonas habitacionales y turísticas hacia la planta de tratamiento de aguas residuales, para que los tipos de contaminantes que se depositen o se infiltren en el suelo, cuenten con un tratamiento previo que permita reducir la contaminación en los cuerpos de agua de Akumal.
- 2) La re-dirección de efluentes de aguas grises hacia estanques de sedimentación para filtración natural, o canalizar las descargas lejos de la costa, con el fin de reducir los impactos en la calidad de agua del mar en Akumal.

- A SEMARNAT

Director Vida Silvestre Roberto Aviña Carlín

En relación a la zona de refugio pesquero de Akumal:

- 1) Implementar el cálculo de capacidad de carga de cada zona del arrecife especialmente en las áreas que abarca la Zona de Refugio Pesquero y el Área de Protección a Especies Marinas.

- A la CONANP

Director José Juan Domingue Calderón

En relación al manejo de los impactos del turismo en el Área de Refugio para la Protección de Especies Acuáticas (ARPEA) de Akumal se recomienda:

- 1) Establecimiento formal de límites para el uso sostenible dentro del programa de manejo de cada área natural protegida en Akumal, a través de la regulación de permisos y número de turistas que visitan la bahía de Akumal, basado en las evaluaciones de capacidad de carga del arrecife coralino de Akumal, debido a que la alta intensidad de turistas en un sitio aumenta la prevalencia de enfermedades de coral (Lamb *et al.*, 2014).
- 2) Fomentar las mejores prácticas relacionadas a las actividades en el arrecife, a través de campañas educativas a los prestadores de servicio, debido a que se ha observado mejoras en el manejo cuando se crea conciencia sobre las amenazas de los corales, y aplican las buenas prácticas para realizar actividades de snorkel y buceo (Zepeda-Centeno *et al.*, 2018).

- Prestadores de servicios turísticos en Akumal

En relación al manejo de los impactos del turismo en las actividades recreacionales en Akumal:

- 1) Regularizar sus permisos y cumplir con los límites de personas permitidas para realizar las actividades en Akumal, como son los tours de snorkel y buceo.
- 2) Para reducir el estrés en los arrecifes coralinos, fomentar las mejores prácticas relacionadas a las actividades en el arrecife a los turistas para evitar el contacto directo con los corales y la re-suspensión de sedimento.

12. Referencias

- AGRRA. (2019). Atlantic and Gulf rapid reef assessment (AGRRA): An online database of AGRRA coral reef survey data. <http://agrra.org>. (Accessed: date Jan 21, 2020)
- Albins, M. A., y Hixon, M. A. (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 367, 233-238.
- Albright, R., y Langdon, C. (2011). Ocean acidification impacts multiple early life history processes of the Caribbean coral *Porites astreoides*. *Global change biology*, 17(7), 2478-2487.
- Álvarez del Castillo, P. (2012). Capacidad de carga de buceo del Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California, México. *Trabajo de Grado no publicado, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. CICIMAR-IPN. Baja California, México.*
- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N. K., Gill, J. A., Côté, I. M., y Watkinson, A. R. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1669), 3019-3025.
- Alvarez-Filip, L., Coté, I.M., Gill, J.A., Watkinson, A.R., y Dulvy, N.K., (2011). Region-wide temporal and spatial variation in Caribbean reef architecture: is coral cover the whole story?. *Global Change Biology*, 17(7), 2470-2477.
- Alvarez-Filip, L., Carricart-Ganivet, J. P., Horta-Puga, G., e Iglesias-Prieto, R. (2013). Shifts in coral-assemblage composition do not ensure persistence of reef functionality. *Scientific reports*, 3(1), 1-5.
- Andréfouet, S., Kramer, P.; Torres-Pulliza, D., Joyce, K.E., Hochberg, E.J., Garza-Pérez, R., Mumby, P.J., Riegl, B.; Yamano, H., White, W.H., Zubia, M., Brocks, J.C., Phinn, S.R., Naseer, A., Hatcher, B.G. y Muller-Karger, F.E. (2003). Multi-site evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments. *Remote Sensing Environment*. 88, pp. 128–43.
- Anthony, K. R., Helmstedt, K. J., Bay, L. K., Fidelman, P., Hussey, K. E., Lundgren, P., Mead, D., McLeod, I. M., Mumby, P. J., Newlands, M., Schaffelke, B., Wilson, K. A. y Hardisty, P. E. (2020). Interventions to help coral reefs under global change—A complex decision challenge. *Plos one*, 15(8), e0236399.
- Arango Carvajal, L. C., Quan Young, L. I., Banaszak, A. T., y Villegas Jiménez, A. (2020). Settlement and post-settlement survival of *Acropora palmata*, *Orbicella faveolata* and *O. annularis* on substrates with distinct coatings under ex-situ conditions.
- Arellano-Méndez, L., Bello-Pineda, J., Aké-Castillo, J. A., Pérez-España, H. y Martínez-Cardenas, L. (2016). Distribución espacial y estructura morfométrica de las praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en dos arrecifes del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. *Revista de Biología Tropical*. 64(2), pp. 427–448.
- Anthony, K. R., Helmstedt, K. J., Bay, L. K., Fidelman, P., Hussey, K. E., Lundgren, P., Mead, D., McLeod, D., Mumby, P. J., Newlands, M., Schaffelke, B., Wilson, K. A., y Hardisty, P. E. (2020). Interventions to help coral reefs under global change—A complex decision challenge. *Plos one*, 15(8), e0236399.
- Arias-González, J. E., González-Gándara, C., Cabrera, J. L., y Christensen, V. (2011). Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Environmental*

research, 111(7), 917-925.

- Arias-González, J. E., Fung, T., Seymour, R. M., Garza-Pérez, J. R., Acosta-González, G., Bozec, Y. M., y Johnson, C. R. (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS one*, 12(4), e0174855.
- Arnold, S. N., y Steneck, R. S. (2011). Settling into an increasingly hostile world: the rapidly closing "recruitment window" for corals. *PLoS One*, 6(12), e28681.
- Aronoff, S. (1989). Geographic Information Systems. *A Management Perspective*. WDL publications, Ottawa, Canadá.
- Aronson, R.B., Edmunds, P.J., Precht, W.F., Swanson, D.W. y Levitan, D.R., (1994). Largescale, long-term monitoring of Caribbean coral reefs: simple, quick, inexpensive techniques. *Atoll Research Bulletin*, 424 (421), pp. 1–19.
- Aronson, R. B., y Precht, W. F. (2001). Evolutionary paleoecology of Caribbean coral reefs. *Evolutionary paleoecology: the ecological context of macroevolutionary change*, 171-233.
- Aronson, R. B. W. F., Precht, W., Toscano, M., y Koltes, K. H. (2002). The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. *Marine Biology*, 141(3), 435-447.
- Atkinson, J., y Bonser, S. P. (2020). "Active" and "passive" ecological restoration strategies in meta-analysis. *Restoration Ecology*, 28(5), 1032-1035.
- Baird, A. H. (2001). The ecology of coral larvae: settlement patterns, habitat selection and the length of the larval phase. Doctoral dissertation, James Cook University.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., y De Torres, M. (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine pollution bulletin*, 55(1-6), 172-180.
- Barker, N. H., y Roberts, C. M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological conservation*, 120(4), 481-489.
- Barton, J. A., Willis, B. L. y Hutson, K. S. (2015). Coral propagation: a review of techniques for ornamental trade and reef restoration. *Reviews in Aquaculture*, 9(3), pp. 238–256.
- Bak, R. P., y Criens, S. R. (1981). Survival after fragmentation of colonies of *Madracis mirabilis*, *Acropora palmata* and *A. cervicornis* (Scleractinia) and the subsequent impact of a coral disease. In *Proc 4th Int Coral Reef Symp* (Vol. 2, pp. 221-227).
- Bak, R. P. M., Sybesma, J., y Van Duyl, F. C. (1981). The ecology of the tropical compound ascidian *Trididemnum solidum*. 11. Abundance, growth and survival. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 6, 43-52.
- Baker, D. M., Jordán-Dahlgren, E., Maldonado, M. A., y Harvell, C. D. (2010). Sea fan corals provide a stable isotope baseline for assessing sewage pollution in the Mexican Caribbean. *Limnology and Oceanography*, 55(5), 2139-2149.
- Bash, J. S., y Ryan, C. M. (2002). Stream restoration and enhancement projects: is anyone monitoring?. *Environmental management*, 29(6), 877-885.

- Bayraktarov, E., Stewart-Sinclair, P. J., Brisbane, S., Boström-Einarsson, L., Saunders, M. I., Lovelock, C. E., Possingham, H. P., Mumby, P. J. y Wilson, K. A. (2019). Motivations, success, and cost of coral reef restoration. *Restoration Ecology*, 27(5), 981-991.
- Bayraktarov, E., Brisbane, S., Hagger, V., Smith, C. S., Wilson, K. A., Lovelock, C. E., Gillies, G., Steven, D.L., y Saunders, M. I. (2020). Priorities and motivations of marine coastal restoration research. *Frontiers in Marine Science*, 7, 484.
- Bell, J. D., y Galzin, R. (1984). Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 15(3), 265-274.
- Bell, P. R. F. (1992). Eutrophication and coral reefs—some examples in the Great Barrier Reef lagoon. *Water Research*, 26(5), 553-568.
- Bello-Pineda, J., Liceaga-Correa, M. A., Hernández-Núñez, H. y Ponce-Hernández, R. (2005) Using aerial video to train the supervised classification of Landsat TM imagery for coral reef habitats mapping. *Environmental Monitoring and Assessment*. 105(1–3), pp. 145–164.
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., y Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827-833.
- Bellwood, D. R., Streit, R. P., Brandl, S. J., y Tebbett, S. B. (2019). The meaning of the term ‘function’ in ecology: a coral reef perspective. *Functional Ecology*, 33(6), 948-961.
- Berkström, C., Gullström, M., Lindborg, R., Mwandya, A. W., Yahya, S. A., Kautsky, N., y Nyström, M. (2012). Exploring ‘knowns’ and ‘unknowns’ in tropical seascape connectivity with insights from East African coral reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 107, 1-21.
- Beyer, H. L., Kennedy, E. V., Beger, M., Chen, C. A., Cinner, J. E., Darling, E. S., Eakin, C.M., Gates, R.D., Heron, S.F., Knowlton, N., Obura, D.O., Palumbi, S.R., Possingham, H.P., Puotinen, M., Runting, R.K., Skirving, W.J., Spalding, M., Wilson, K.A., Wood, S., Veron, J., y Hoegh-Guldberg, O. (2018). Risk-sensitive planning for conserving coral reefs under rapid climate change. *Conservation Letters*, 11(6), e12587.
- Blanco-Martin, B. (2006). Dispersal of coral larvae: a modelling perspective on its determinants and implications. Doctoral dissertation, James Cook University.
- Boaden, A. E., y Kingsford, M. J. (2015). Predators drive community structure in coral reef fish assemblages. *Ecosphere*, 6(4), 1-33.
- Bonilla, H. R., Magaña, A. L. C., Viruel, R. M. L., del Castillo, P. A. Á., Robles, C. N., y Espinoza, P. G. (2012). IX. Evaluación de la capacidad de carga para buceo en áreas naturales protegidas del mar Caribe y el golfo de California, México. *Medio ambiente y política turística en México Tomo I: Ecología, biodiversidad y desarrollo turístico*, 149.
- Boström-Einarsson, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S. C., Hancock, B., Harrison, P., Hein, M., Shaver, E., Smith, A., Suggett, D., Stewart-Sinclair, P.J., Vardi, T., McLeod, I.M. (2020). Coral restoration—A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PLoS one*, 15(1), e0226631.
- Bothwell, A. M. (1982). Fragmentation, as mean of asexual reproduction and dispersal in Genus *Acropora* (Scleractinia: Astocoeniida: Acroporidae)- A preliminary report. In *Proceeding of the 4th International Coral Reef Symposium, Philippines 2*, 137-144).

- Bowden-Kerby, A. (1999). The community coral reef initiative: coral reef restoration in rural Pacific Island settings. *International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessment, Monitoring, and Restoration*, National Coral Reef Institute, Nova Southeastern University, Florida, USA. pp. 60.
- Brandl, S. J., Rasher, D. B., Côté, I. M., Casey, J. M., Darling, E. S., Lefcheck, J. S., y Duffy, J. E. (2019). Coral reef ecosystem functioning: eight core processes and the role of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(8), 445-454.
- Brawley, S. H., y Adey, W. H. (1982). *Coralliophila abbreviata*: a significant corallivore!. *Bulletin of Marine Science*, 32(2), 595-599.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.
- Bruno, J. F., Petes, L. E., Drew Harvell, C., y Hettinger, A. (2003). Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecology letters*, 6(12), 1056-1061.
- Bruckner, A. W. y Hourigan, T. F. (2000). Proactive management for conservation of *Acropora cervicornis* and *Acropora palmata*: application of the U. S. Endangered Species Act. In *Proceedings of the Ninth International Coral Reef Symposium, Bali, 23-27 October 2000*, (Vol. 2, pp. 661-665).
- Buddemeier, R. W., Kleypas, J. A., y Aronson, R. B. (2004). Potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems. *Coral reefs and global climate change*. Pew Center on Global Climate Change, Virginia, USA.
- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M., y Perry, A. (2011). *Reefs at risk revisited*. World Resources Institute.
- Butler, M. J., y Mojica, A. M. (2012). Herbivory by the Caribbean king crab on coral patch reefs. *Marine biology*, 159(12), 2697-2706.
- Butler, J. R., Wong, G. Y., Metcalfe, D. J., Honzák, M., Pert, P. L., Rao, N., van Grieken, M. E., Lawson, T., Bruce, C., Kroon, F. J. y Brodie, J. E. (2013). An analysis of trade-offs between multiple ecosystem services and stakeholders linked to land use and water quality management in the Great Barrier Reef, Australia. *Agriculture, ecosystems & environment*, 180, 176-191.
- Cabaitan, P. C., Yap, H. T., y Gomez, E. D. (2015). Performance of single versus mixed coral species for transplantation to restore degraded reefs. *Restoration Ecology*, 23(4), 349-356.
- Cairns, J., y Pratt, J. R. (1992). Restoring ecosystem health and integrity during a human population increase to ten billion. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1(1), 59-68.
- Cano, I., Sellares-Blasco, R. I., Lefcheck, J. S., Villalpando, M. F., y Croquer, A. (2021). Effects of herbivory by the urchin *Diadema antillarum* on early restoration success of the coral *Acropora cervicornis* in the central Caribbean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 539, 151541.
- Canu, D. M., Solidoro, C., y Umgiesser, G. (2003). Modelling the responses of the Lagoon of Venice ecosystem to variations in physical forcings. *Ecological modelling*, 170(2-3), 265-289.
- Carleton, J. H.; Done, T. J. (1995). Quantitative video sampling of coral reef benthos: large-scale application. *Coral Reefs*, 14, pp. 35-46.

- Carne, L., Kaufman, L. y Scavo, K. (2016). Measuring success for Caribbean acroporid restoration : Key results from ten years of work in southern Belize, *Proceedings of the 13th International Coral Reef Symposium*, pp. 352–368.
- Carpenter, K., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R. B., Banks, S., Bruckner, A., Chiriboga, A., Cortés, J., Delbeek, C., DeVantier, L., Edgar, G. J., Edwards, A. J., Genner, D., Guzmán, H. M., Hoeksema, B. W., Hodgson, G., Johan, O., Kicuanan, W. Y., Livingstone, S. R., Lovell, E. R., Moore, J. A., Obura, D. O., Ochavillo, D., Polidoro, B. A., Precht, W. F., Quibilan, M. C., Reboton, C., Richards, Z. T., Rogers, A. D., Sanciangco, J., Sheppard, A., Sheppard, C., Smith, J., Stuart, S., Turak, E., Veron, J. E., Wallece, C., Weil, E. y Wood, E. (2008). One-third of Reef-Building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*. 321(5888), pp. 560–563.
- Carriquiry-Beltrán, J. D. (2010). Monitoreo del bentos, nutrientes e isótopos en relación a la salud arrecifal de áreas naturales protegidas del norte de Quintana Roo con mayor vulnerabilidad al cambio de fase arrecifal: Primera Etapa. Universidad Autónoma de Baja California. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM012. México, D.F.
- Carriquiry-Beltrán, J. D., Barranco-Servin, L. M., Villaescusa, J. A., Camacho-Ibar, V. F., Reyes-Bonilla, H., y Cupul-Magaña, A. L. (2013). Conservation and sustainability of Mexican Caribbean coral reefs and the threats of a human-induced phase-shift. *Environmental Change and Sustainability*, 2, 29-51.
- Carlson, R. R., Foo, S. A., y Asner, G. P. (2019). Land use impacts on coral reef health: a ridge-to-reef perspective. *Frontiers in Marine Science*, 6, 562.
- Ceccarelli, D. M., McLeod, I. M., Boström-Einarsson, L., Bryan, S. E., Chartrand, K. M., Emslie, M. J., Gibbs, M. T., Gonzalez-Rivero, M., Hein, M., Heyward, A., Kenyon, T. M., Lewis, B. M., Mattocks, N., Newlands, M., Schläppy, M.L., Suggett, D. y Bay, L. K. (2020). Substrate stabilization and small structures in coral restoration: State of knowledge, and considerations for management and implementation. *PLoS one*, 15(10), e0240846.
- Chakalall, B., y Cochrane, K. (1997). The queen conch fishery in the Caribbean: An approach to responsible fisheries management.
- Chapman, M. G. y Underwood, A. J. (2000). The need for a practical scientific protocol to measure successful restoration. *Wetlands (Australia)*, 19 pp. 28-49.
- Clark, S. y Edwards, A. J. (1995). Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldive Islands. *Coral Reefs*. 14(4), pp. 201–213.
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*. 210, 223-253
- CONANP. (2016) Programa de manejo, Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún, y Punta Nizuc. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONANP. (2019). Plan de acción del síndrome blanco en arrecifes del Caribe Mexicano. Proyecto Manejo Integrado "de la Cuenca al Arrecife" de la ecorregión del Arrecife Mesoamericano.MAR2R/CCAD

- CONABIO. (2020) Sistema de información y Análisis Marino Costero-SIMAR-, Geointeligencia bioinformática para el conocimiento y la conservación de los mares y costas. <https://simar.conabio.gob.mx/>
- Connell, J.H., Hughes, T. P. y Wallace, C.C. (1997). A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecological Monographs*. 67(4), pp. 461–488.
- Contreras-Silva, A. I., Tilstra, A., Migani, V., Thiel, A., Pérez-Cervantes, E., Estrada-Saldívar, N., Elias-Ilosvay, X., Mott, C., Álvarez-Filip, L., y Wild, C. (2020). A meta-analysis to assess long-term spatiotemporal changes of benthic coral and macroalgae cover in the Mexican caribbean. *Scientific Reports*, 10(1), 1-12.
- Cope, M. (1986). Seasonal, diel and tidal hydrographic patterns, with particular reference to dissolved oxygen, above a coral community at Hoi Ha Wan, Hong Kong. *Asian Marine Biology*, 3, 59-74.
- Cornell, H. V., y Karlson, R. H. (2000). Coral species richness: ecological versus biogeographical influences. *Coral reefs*, 19(1), 37-49.
- Cornwall, C. E., Diaz-Pulido, G., y Comeau, S. (2019). Impacts of ocean warming on coralline algal calcification: Meta-analysis, knowledge gaps, and key recommendations for future research. *Frontiers in Marine Science*, 6, 186.
- Cowen, R. K., Lwiza, K. M., Sponaugle, S., Paris, C. B., y Olson, D. B. (2000). Connectivity of marine populations: open or closed?. *Science*, 287(5454), 857-859.
- Cruz, I. C., Waters, L. G., Kikuchi, R. K., Leão, Z. M., y Turra, A. (2018). Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. *Marine pollution bulletin*, 135, 551-561.
- Cruz-Vázquez, C. 2017. Variación del paisaje bentónico y efecto del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) en un periodo de 11 años. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. 16 pp.
- Cruz-Vázquez, C., Rioja-Nieto, R. and Enriquez, C. (2019). Spatial and temporal effects of management on the reef seascape of a marine protected area in the Mexican Caribbean. *Ocean and Coastal Management*. 169: 50–57.
- Dale, V. H., y Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1(1), 3-10.
- De la Guardia, E., Rojas, D. C., Espinosa, L., Hernández, Z., García, L., y González, J. E. A. (2017). Distribución y abundancia del pez león *Pterois volitans* (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) y especies nativas asociadas en el Parque Marino Cayos de San Felipe, Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 65(1), 117-125.
- De'ath, G., y Fabricius, K. (2010). Water quality as a regional driver of coral biodiversity and macroalgae on the Great Barrier Reef. *Ecological Applications*, 20(3), 840-850.
- Dorenbosch, M., Verberk, W. C. E. P., Nagelkerken, I., y Van der Velde, G. (2007). Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 334, 103-116.
- Doyle, E. y O'Sullivan, C. 2019. Stony coral tissue loss disease template monitoring and response action plan for caribbean marine natural resource managers. August, Key West, Florida

- Duffy, J. E. (2003). Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology letters*, 6(8), 680-687.
- Duffy, J. E. (2009). Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(8), 437-444.
- DellaSala, D., Martin, A., Spivak, R., Schulke, T., Bird, B., Criley, M., van Daalen, C., Kreilick, J., Brown, R., y Aplet, G. (2003). A citizen's call for ecological forest restoration: forest restoration principles and criteria. *Ecological Restoration*, 21(1), 15.
- Dubinsky, Z. V. Y., y Stambler, N. (1996). Marine pollution and coral reefs. *Global change biology*, 2(6), 511-526.
- Eakin, C. M., Nim, C. J., Brainard, R. E., Aubrecht, C., Elvidge, C., Gledhill, D. K., Muller-Karger, F., Mumby, P. J., Skirving, W. J., Strong, A. E., Wang, M., Weeks, S., Wents, F. y Ziskin, D. (2010). Monitoring Coral Reefs from Space. *Oceanography*. 23, pp. 118–133.
- Eakin, C. M., Liu, G., Chen, M., y Kumar, A. (2012). Ghost of bleaching future: seasonal outlooks from NOAA's operational climate forecast system. In *Proc. 12th International Coral Reef Symposium*.
- Edmunds, P. J., y Carpenter, R. C. (2001). Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundance of juvenile corals on a Caribbean reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(9), 5067-5071.
- Edwards, A. J., y Gomez, E. D. (2007). Reef restoration concepts and guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. *Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program: St Lucia, Australia*
- Edwards, A. (2010). Reef rehabilitation manual. *Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program: St Lucia, Australia*
- Ehrhardt, N. M. (2005). Population dynamic characteristics and sustainability mechanisms in key Western Central Atlantic spiny lobster, *Panulirus argus*, fisheries. *Bulletin of Marine Science*, 76(2), 501-526.
- Elías Ilosvay, X. E., Contreras-Silva, A. I., Alvarez-Filip, L., y Wild, C. (2020). Coral Reef Recovery in the Mexican Caribbean after 2005 Mass Coral Mortality—Potential Drivers. *Diversity*, 12(9), 338.
- Estrada-Saldívar, N., Jordán-Dalhgren, E., Rodríguez-Martínez, R. E., Perry, C., y Alvarez-Filip, L. (2019). Functional consequences of the long-term decline of reef-building corals in the Caribbean: evidence of across-reef functional convergence. *Royal Society open science*, 6(10), 190298.
- Estrada-Saldívar, N., Molina-Hernández, A., Pérez-Cervantes, E., Medellín-Maldonado, F., González-Barrios, F. J., y Alvarez-Filip, L. (2020). Reef-scale impacts of the stony coral tissue loss disease outbreak. *Coral Reefs*, 39, 861-866.
- Estrada-Saldívar, N., Quiroga-García, B. A., Pérez-Cervantes, E., Rivera-Garibay, O. O., y Alvarez-Filip, L. (2021). Effects of the Stony Coral Tissue Loss Disease outbreak on coral communities and the benthic composition of Cozumel reefs. *Frontiers in Marine Science*, 8, 306.
- Fadli, N., Campbell, S. J., Ferguson, K., Keyse, J., Rudi, E., Riedel, A., y Baird, A. H. (2012). The role of habitat creation in coral reef conservation: a case study from Aceh, Indonesia. *Oryx*, 46(4), 501-507.

- Ferse, S. C. A. (2008). Artificial reef structures and coral transplantation: fish community responses and effects on coral recruitment in North Sulawesi/Indonesia. *Central for Tropical Marine Ecology*, 169.
- Fitzsimons, J. A., Branigan, S., Gillies, C. L., Brumbaugh, R. D., Cheng, J., DeAngelis, B. M., Geselbracht, L., Hancock, B., Jeffs, A., McDonald, T., McLeod, I.M., Podoga, B., Theuerkauf, S. J., Thomas, M., Westby, S., y zu Ermgassen, P. S. (2020). Restoring shellfish reefs: Global guidelines for practitioners and scientists. *Conservation Science and Practice*, 2(6), e198.
- Foster, M. S., Harrold, C. y Hardin, D. D. (1991). Point vs photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 146 (2), pp. 193-203.
- Fox, H. E., Pet, J. S., Dahuri, R., y Caldwell, R. L. (2003). Recovery in rubble fields: long-term impacts of blast fishing. *Marine Pollution Bulletin*, 46(8), 1024-1031.
- Fox, H. E., Mous, P. J., Pet, J. S., Muljadi, A. H., y Caldwell, R. L. (2005). Experimental assessment of coral reef rehabilitation following blast fishing. *Conservation Biology*, 19(1), 98-107.
- Fox, H. E., Harris, J. L., Darling, E. S., Ahmadi, G. N., y Razak, T. B. (2019). Rebuilding coral reefs: success (and failure) 16 years after low-cost, low-tech restoration. *Restoration ecology*, 27(4), 862-869.
- Francis, F. T., Filbee-Dexter, K., Yan, H. F., y Côté, I. M. (2019). Invertebrate herbivores: Overlooked allies in the recovery of degraded coral reefs?. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00593.
- Fuad, M. A. Z. (2010). Coral reef rugosity and coral biodiversity. *Bunaken National Park-North Sulawesi, Indonesia. Tourism*, 60.
- García-Guzmán, S. (2013). Desarrollo de un Índice de Estructura Arrecifal como Propuesta de Herramienta de Manejo. *Undegraduate Thesis. UMDI-Sisal, Facultad de Ciencias, UNAM*.
- García-Rodríguez, A., Chevalier, P., Cabrera, E., Caballero, H., y Hernández, J. (2015). Densidad y biomasa de Pterois volitans/miles (Teleostei: Scorpaenidae) en arrecifes del litoral oeste de la Habana, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 35, 21-36.
- Gann, G.D.; McDonald, T.; Aronson, J. Dixon, K.W. Walder, B.; Hallett, J.; Decler, K.; Falk, D.A.; Gonzales, E.K.; Murcia, C.; Nelson, C.; y Unwin, A.J. (2018). The SER Standards: a globally relevant and inclusive tool for improving restoration practice- a reply to Higgs et al. *Restoration Ecology*. 26(3): 426-430.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., y Dixon, W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second Edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1-S46.
- Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., y Watkinson, A. R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301(5635), 958-960.
- Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., y Watkinson, A. R. (2005). Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Ecology*, 86(1), 174-184.
- Garza-Pérez, J. R., Lehmann, A. y Arias-González, J. E. (2004). Spatial prediction of coral reef habitats: Integrating ecology with spatial modeling and remote sensing, *Marine Ecology Progress Series*, 269, pp. 141–152.

- Garza-Pérez, J.R. 2011. Evaluación de comunidades bentónicas arrecifales. Guía de campo y laboratorio. Universidad Autónoma de México.
- Garza-Perez, J.R., Mata-Molina, A. García, S., y Schirp, E.A. (2011). Reporte de caracterización y evaluación de estado de condición arrecifal. Akumal. Q.Roo. 2010. México: UNAM.
- Gibbs, M. T. (2016). Essential requirements for catchment sediments to have ongoing impacts to water clarity in the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 62-68.
- Gil, M. A., Renfro, B., Figueroa-Zavala, B., Penié, I., y Dunton, K. H. (2015). Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Marine biology*, 162(11), 2225-2233.
- Gill, D. A., Mascia, M. B., Ahmadi, G. N., Glew, L., Lester, S. E., Barnes, M., Craigie, I., Darling, E. S., Free, C. M., Geldmann, J., Holst, S., Jensen, O. P., White, A. T., Basurto, X., Coad, L., Gates, R.D., Guannel, G., Mumby, P. J., Thomas, H., Whitmee, S., Woodley, S. y Fox, H. E. (2017). Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature*, 543(7647), 665-669.
- Gladfelter, E. H. (1984). Skeletal development in *Acropora cervicornis*. *Coral Reefs*, 3(1), 51-57.
- Glynn, P. W., Gassman, N. J., Eakin, C. M., Cortes, J., Smith, D. B., y Guzman, H. M. (1991). Reef coral reproduction in the eastern pacific: Costa Rica, Panama, and Galapagos Islands (Ecuador). *Marine Biology*, 109(3), 355-368.
- Goergen, E. A., Schopmeyer, S., Moulding, A. L., Moura, A., Kramer, P., y Viehman, T. S. (2020). Coral reef restoration monitoring guide: Methods to evaluate restoration success from local to ecosystem scales. NOAA Technical Memorandum. Contract No.: NOS NCCOS 279. Silver Spring, MD, USA: NOAA, 2020. 145
- Goh, B. P., y Lim, D. Y. (2015). Distribution and abundance of sea urchins in Singapore reefs and their potential ecological impacts on macroalgae and coral communities. *Ocean Science Journal*, 50(2), 211-219.
- González, E., Rochefort, L., Boudreau, S., Hugron, S., y Poulin, M. (2013). Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? A case study with peatlands. *Ecological indicators*, 32, 232-238.
- González-Barrios, F. J. y Alvarez-Filip, L. (2018). A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. *Ecological Indicators*. Elsevier, 95(April), pp. 877–886.
- González-Barrios, F. J., Cabral-Tena, R. A., y Alvarez-Filip, L. (2021). Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global change biology*, 27(3), 640-651.
- Goreau, T. McClanahan, T., Hayes, R. y Strong, A. (2000). Conservation of coral reefs after the 1998 global bleaching event. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 5–15.
- Gouezo, M., Olsudong, D., Fabricius, K., Harrison, P., Golbuu, y
., & Doropoulos, C. (2020). Relative roles of biological and physical processes influencing coral recruitment during the lag phase of reef community recovery. *Scientific reports*, 10(1), 1-12.

- Gouezo, M., Fabricius, K., Harrison, P., Golbuu, Y., y Doropoulos, C. (2021). Optimizing coral reef recovery with context-specific management actions at prioritized reefs. *Journal of Environmental Management*, 295, 113209.
- Graham, A. L., y Cooke, S. J. (2008). The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland waters on the cardiac physiology of a freshwater fish, the largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(7), 1315-1324.
- Graham, N. A. J., y Nash, K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral reefs*, 32(2), 315-326.
- Graham, N. A., Cinner, J. E., Norström, A. V., y Nyström, M. (2014). Coral reefs as novel ecosystems: embracing new futures. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 9-14.
- Green, A. L., Maypa, A. P., Almany, G. R., Rhodes, K. L., Weeks, R., Abesamis, R. A., Gleason, M. A., Mumby, P. J., y White, A. T. (2015). Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews*, 90(4), 1215-1247.
- Green, A., Chollett, I., Suárez, A., Dahlgren, C., Cruz, S., Zepeda, C., Andino, J., Robinson, J., McField, M., Fulton, S., Giro A., Reyes, H y Bezaury, J. (2017). Principios biofísicos para el diseño de una red de zonas de recuperación en el Sistema Arrecifal Mesoamericano. Informe técnico producido por The Nature Conservancy, comunidad y Biodiversidad, A.C., Smithsonian Institution, Perry Institute for Marine Science, Centro de Estudios Marinos, Iniciativa Arrecifes Saludables y la Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Guest, J. R., Baria, M. V. Gomez, E. D., Heyward, A. J. y Edwards, A. J. (2014). Closing the circle: Is it feasible to rehabilitate reefs with sexually propagated corals?, *Coral Reefs*, 33(1), pp. 45–55.
- Haas, A. F., Smith, J. E., Thompson, M., y Deheyn, D. D. (2014). Effects of reduced dissolved oxygen concentrations on physiology and fluorescence of hermatypic corals and benthic algae. *PeerJ*, 2, e235.
- Halpern, B. S., y Warner, R. R. (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology letters*, 5(3), 361-366.
- Halpern, B. S., Silliman, B. R., Olden, J. D., Bruno, J. P. y Bertness, M. D. (2007). Incorporating positive interactions in aquatic restoration and conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(3), 153-160.
- Harasti, D., Davis, T. R., Jordan, A., Erskine, L., y Moltchanivskyj, N. (2019). Illegal recreational fishing causes a decline in a fishery targeted species (Snapper: *Chrysophrys auratus*) within a remote no-take marine protected area. *PLoS One*, 14(1), e0209926.
- Harriott, V. J. (2002). Marine tourism impacts and their management on the Great Barrier Reef. *CRC Reef Research Centre*. Townsville, technical report (No. 46).
- Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E., y Aronson, J. (2006). Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*. 14 (2), pp. 170-176.
- Harrison, P. L., y Booth, D. J. (2007). Coral reefs: naturally dynamic and increasingly disturbed ecosystems. *Marine ecology*, 316-377.

- Hawkins, J. P., Roberts, C. M., Van't Hof, T., De Meyer, K., Tratalos, J., y Aldam, C. (1999). Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology*, 13(4), 888-897.
- Healthy Reef Initiative. (2008). Report card for the Mesoamerican reef, an evaluation fo ecosystem health.
- Healthy Reef Initiative. (2015). Mesoamerican reef report card, evaluation of ecosysstem health
- Healthy Reef Initiative. (2015). Mesoamerican reef report card, evaluation of ecosysstem health
- Healthy Reef Initiative. (2018). Mesoamerican reef report card, evaluation of ecosysstem health.
- Healthy Reef Initiative. (2020). Mesoamerican reef report card, evaluation of ecosysstem health.
- Healthy Reef Initiative. (2022). Essential Report Card for the Mesoamerican reef, evaluation of ecosysstem health.
- Hein, M. Y., Willis, B. L., Beeden, R. y Birtles, A. (2017). The need for broader ecological and socioeconomic tools to evaluate the effectiveness of coral restoration programs. *Restoration Ecology*, 25(6), pp. 873–883.
- Hein, M. Y., Birtles, A., Willis, B. L., Gardiner, N., Beeden, R., y Marshall, N. A. (2019). Coral restoration: Socio-ecological perspectives of benefits and limitations. *Biological Conservation*, 229, 14-25.
- Hein, M. Y., Beeden, R., Birtles, A., Gardiner, N. M., Le Berre, T., Levy, J., Marshall, N., Scott, C.M., Terry, L. y Willis, B. L. (2020). Coral restoration effectiveness: Multiregional snapshots of the long-term responses of coral assemblages to restoration. *Diversity*, 12(4), 153.
- Hein, M. Y., McLeod, I. M., Shaver, E. C., Vardi, T., Pioch, S., Boström-Einarsson, L., Ahmed, M., y Grimsditch, G. (2020). Coral Reef Restoration as a strategy to improve ecosystem services-A guide to coral restoration methods. *Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme*.
- Hennige, S. J., Burdett, H. L., Perna, G., Tudhope, A. W., y Kamenos, N. A. (2017). The potential for coral reef establishment through free-living stabilization. *Scientific reports*, 7(1), 1-7.
- Hernández-Delgado, E. A., Barba-Herrera, S., Torres-Valcárcel, A., González-Ramos, C. M., Medina-Muñiz, J. L., Montañez-Acuña, A. A., Otaño-Cruz, A., Rosado-Matías, B. J. y Cabrera-Beauchamp, G. (2018). Coral reef resilience index for novel ecosystems: a spatial planning tool for managers and decision makers—a case study from Puerto Rico, Corals in a changing world, Carmenza Duque Beltran and Edison Tello Camacho, IntechOpen. *Corals in a changing world*.
- Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A., y Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218(1-4), pp. 517-528.
- Hernández-Terrones, L. M., Null, K. A., Ortega-Camacho, D., y Paytan, A. (2015). Water quality assessment in the Mexican Caribbean: impacts on the coastal ecosystem. *Continental Shelf Research*, 102, 62-72.
- Herrera-Silveira, J. A., y Morales-Ojeda, S. M. (2009). Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 59(1-3), 72-86.

- Higgs, E., Harris, J., Murphy, S., Bowers, K., Hobbs, R., Jenkins, W., Kidwell, J., Lopoukhine, N., Sollereeder, B., Suding, K., Thompson, A. y Whisenant, S. (2018). On principles and standards in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 26(3), 399-403.
- Hill, M. S. (1998). Spongivory on Caribbean reefs releases corals from competition with sponges. *Oecologia*, 117(1), 143-150.
- Hill, J. y Wilkinson, C. (2004). Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Version 1, pp 1-116
- Hixon, M. A. (1991). Predation as a process structuring coral reef fish communities. *The ecology of fishes on coral reefs*.
- Hixon, M. A. (2015). Reef fishes, seaweeds, and corals: A complex triangle In *Coral Reefs in the Anthropocene* (pp. 195-215). Springer, Dordrecht.
- Hixon, M. A., Green, S. J., Albins, M. A., Akins, J. L., y Morris Jr, J. A. (2016). Lionfish: a major marine invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 558, 161-165.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., Sale, P. F., Edwards, A. J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C. M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R. H, Dubi, A. y Hatzitolos, M. E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *science*, 318(5857), 1737-1742.
- Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B., Kleypas, J., van de Leemput, I.A., Lough, J.M., Morrison, T.H., Palumbi, S., van Nes, E.H., y Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546(7656), 82-90.
- Hughes, T. P., Kerry, J. T., Baird, A. H., Connolly, S. R., Dietzel, A., Eakin, C. M., Heron, S. F., Hoey, A. S., Hoogenboom, M. O., Liu, G., McWilliam, M. J., Pears, R. J., Pratchett, M. S., Skirving, W. J., Stella, J. S. y Torda, G. (2018). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, 556(7702), 492-496.
- Huntington, B. E., Miller, M. W., Pausch, R., y Richter, L. (2017). Facilitation in Caribbean coral reefs: high densities of staghorn coral foster greater coral condition and reef fish composition. *Oecologia*, 184(1), 247-257.
- Humanes, A., y Bastidas, C. (2015). In situ settlement rates and early survivorship of hard corals: a good year for a Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series*, 539, 139-151.
- Idjadi, J. A., y Edmunds, P. J. (2006). Scleractinian corals as facilitators for other invertebrates on a Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series*, 319, 117-127.
- Jaap, W. C. (2000). Coral reef restoration. *Ecological engineering*, 15(3-4), 345-364.
- Jackson, J. B. (1997). Reefs since columbus. *Coral reefs*, 16(1), S23-S32.
- Jackson, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cook, R., Erlandson, J., Estes, J. A. Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M., Peterson, C. H., Steneck, R. S., Tegner, M. J., y Warner, R. R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *science*, 293(5530), 629-637.
- Jackson, J. B., Donovan, M. K., Cramer, K. L. y Lam, V.V. (2014). Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Grand, S

- Jameson, S. C., Erdmann, M. V., Karr, J. R., y Potts, K. W. (2001). Charting a course toward diagnostic monitoring: a continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. *Bulletin of Marine Science*, 69(2), 701-744.
- Johns, K. A., Emslie, M. J., Hoey, A. S., Osborne, K., Jonker, M. J., y Cheal, A. J. (2018). Macroalgal feedbacks and substrate properties maintain a coral reef regime shift. *Ecosphere*, 9(7), e02349.
- Johnson, M., Lustic, C., Bartels, E., Baums, I. B. y Giliam, D. S. (2011). Caribbean Acropora Restoration Guide: Best Practices for Propagation and Population Enhancement. *Caribbean Acropora Restoration Guide: Best Practices for Propagation and Population Enhancement*, pp. 1–64.
- Jørgensen, S., Xu, L., y Costanza, R. (Eds.). (2016). *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health*. CRC press. pp 33
- Karlson, R. H. (1980). Alternative competitive strategies in a periodically disturbed habitat. *Bulletin of Marine Science*, 30(4), 894-900.
- Kenyon, T. M., Doropoulos, C., Dove, S., Webb, G. E., Newman, S. P., Sim, C. W., Arzan, M., y Mumby, P. J. (2020). The effects of rubble mobilisation on coral fragment survival, partial mortality and growth. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 533, 151467.
- Kleypas, J. A., McManus, J. W., y Menez, L. A. (1999). Environmental limits to coral reef development: where do we draw the line?. *American zoologist*, 39(1), 146-159.
- Knowlton, N., y Jackson, J. B. (2008). Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. *PLoS Biol*, 6(2), e54.
- Knudby, A., LeDrew, E., y Brenning, A. (2010). Predictive mapping of reef fish species richness, diversity and biomass in Zanzibar using IKONOS imagery and machine-learning techniques. *Remote Sensing of Environment*, 114(6), 1230-1241.
- Knudby, A., Roelfsema, C., Lyons, M., Phinn, S., y Jupiter, S. (2011). Mapping fish community variables by integrating field and satellite data, object-based image analysis and modeling in a traditional Fijian fisheries management area. *Remote Sensing*, 3(3), 460-483.
- Knudby, A., Jupiter, S., Roelfsema, C., Lyons, M., y Phinn, S. (2013). Mapping coral reef resilience indicators using field and remotely sensed data. *Remote Sensing*, 5(3), 1311-1334.
- Komyakova, V., Munday, P. L., y Jones, G. P. (2013). Relative importance of coral cover, habitat complexity and diversity in determining the structure of reef fish communities. *PloS one*, 8(12), e83178.
- Koop, K., Booth, D., Broadbent, A., Brodie, J., Bucher, D., Capone, D., Coll, J., Dennison, W., Erdmann, M., Harrison, P., Hoegh-Guldberg, O., Hutchings, P., Jones, G. B., Larkum, A. W. D., O'Neil, J., Steven, A., Tentori, E., Ward, S. Williamson, J., y Yellowlees, D. (2001). ENCORE: the effect of nutrient enrichment on coral reefs. Synthesis of results and conclusions. *Marine pollution bulletin*, 42(2), 91-120.
- Kramarsky-Winter, E. (2004). What can regeneration processes tell us about coral disease?. In *Coral health and disease* (pp. 217-230). Springer, Berlin, Heidelberg.

- Kroon, F. J., Kuhnert, P. M., Henderson, B. L., Wilkinson, S. N., Kinsey-Henderson, A., Abbott, B., Brodie, J. E., y Turner, R. D. (2012). River loads of suspended solids, nitrogen, phosphorus and herbicides delivered to the Great Barrier Reef lagoon. *Marine pollution bulletin*, 65(4-9), 167-181.
- Kuffner, I. B., Stathakopoulos, A., Toth, L. T., y Bartlett, L. A. (2020). Reestablishing a stepping-stone population of the threatened elkhorn coral *Acropora palmata* to aid regional recovery. *Endangered Species Research*, 43, 461-473.
- Kuntz, N. M., Kline, D. I., Sandin, S. A., y Rohwer, F. (2005). Pathologies and mortality rates caused by organic carbon and nutrient stressors in three Caribbean coral species. *Marine Ecology Progress Series*, 294, 173-180.
- Kurniawan, D., Febrianto, T., y Putra, R. D. (2021). The coral reef health index in Teluk Seborg, Bintan Island. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 763, No. 1, p. 012066). IOP Publishing.
- Ladd, M. C., Miller, M. W., Hunt, J. H., Sharp, W. C., y Burkepile, D. E. (2018). Harnessing ecological processes to facilitate coral restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4), 239-247.
- Ladd, M. C., Burkepile, D. E., y Shantz, A. A. (2019). Near-term impacts of coral restoration on target species, coral reef community structure, and ecological processes. *Restoration Ecology*, 27(5), 1166-1176.
- Lapointe, B. E. (1997). Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnology and Oceanography*, 42(5part2), 1119-1131.
- Larkin, M. F., Harasti, D., Davis, T. R., y Smith, S. D. A. (2021). If You Plant It, They Will Come: Rapid Recruitment of Habitat-Dependent Marine Invertebrates to Transplanted Fragments of an Endangered Soft Coral Species. *Diversity* 2021, 13, 79.
- Leal, M. C., Ferrier-Pagès, C., Petersen, D., y Osinga, R. (2016). Coral aquaculture: applying scientific knowledge to ex situ production. *Reviews in Aquaculture*, 8(2), 136-153.
- Lehmann, A., Overton, J. M., y Leathwick, J. R. (2002). GRASP: Generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological modelling*, 157(2-3), pp. 189-207.
- Lester, S. E., Rassweiler, A., McCoy, S. J., Dubel, A. K., Donovan, M. K., Miller, M. W., Miller, S. D., Ruttenberg, B. I., Samhuri, J. F. y Hay, M. E. (2020). Caribbean reefs of the Anthropocene: Variance in ecosystem metrics indicates bright spots on coral depauperate reefs. *Global change biology*, 26(9), 4785-4799.
- Leujak, W. y Ormond, R.F. (2007) Comparative Accuracy and Efficiency of Six Coral Community Survey Methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 351, pp. 168-187.
- Levy, J. S., Ripple, K. J. y Winters, R. S. (2018). Lessons learned for increased scalability for in situ coral restoration efforts. *Coral Restoration Foundation*, pp. 1–17.
- Lewis, J. B., Axelsen, F., Goodbody, I., Page, C., y Chislett, G. (1968). *Comparative growth rates of some reef corals in the Caribbean*. MCGILL UNIV MONTREAL (QUEBEC) MARINE SCIENCES CENTRE.
- Liaw, A., y Wiener, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R news*, 2(3), 18-22.

- Lindahl, U. (1998) Low-tech rehabilitation of degraded coral reefs through transplantation of staghorn corals. *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 27 (8), pp. 645-650.
- Lindahl, U. (2003). Coral reef rehabilitation through transplantation of staghorn corals: effects of artificial stabilization and mechanical damages. *Coral reefs*, 22(3), 217-223.
- Lirman, D., y Miller, M. W. (2003). Modeling and monitoring tools to assess recovery status and convergence rates between restored and undisturbed coral reef habitats. *Restoration Ecology*, 11(4), 448-456.
- Lirman, D., Formel, N., Schopmeyer, S., Ault, J. S., Smith, S. G., Gilliam, D., y Riegl, B. (2013). Percent recent mortality (PRM) of stony corals as an ecological indicator of coral reef condition. *Ecological Indicators*, 44, 120-127.
- Lirman, D., y Schopmeyer, S. (2016). Ecological solutions to reef degradation: optimizing coral reef restoration in the Caribbean and Western Atlantic. *PeerJ*, 4, e2597.
- Lirman, D., Thyberg, T., Herlan, J., Hill, C., Young-Lahiff, C., Schopmeyer, S., Huntington, B., Santos, R., y Drury, C. (2010). Propagation of the threatened staghorn coral *Acropora cervicornis*: methods to minimize the impacts of fragment collection and maximize production. *Coral Reefs*, 29(3), 729-735.
- Liu, G., Matrosova, L. E., Penland, C., Gledhill, D. K., Eakin, C. M., Webb, R. S., Christensen, T. R. L., Heron, S. F., Morgan, J. A., Skirving, W. J., y Strong, A. E. (2008). NOAA Coral Reef Watch coral bleaching outlook system. In *Proceedings of the 11th international coral reef symposium*. Ft. Lauderdale, Florida (pp. 951-955).
- Liu, G., Eakin, C. M., Chen, M., Kumar, A., De La Cour, J. L., Heron, S. F., Geiger, E. F., Skirving, W. J., Tirak, K. V., y Strong, A. E. (2018). Predicting heat stress to inform reef management: NOAA Coral Reef Watch's 4-month coral bleaching outlook. *Frontiers in Marine Science*, 5, 57.
- López-Garro, A., Zanella, I., Martínez, F., Golfín-Duarte, G., y Pérez-Montero, M. (2016). La pesca ilegal en el Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 249-261.
- López-Patoni, A. (2014). Análisis comparativo entre dos arrecifes coralinos bajo diferentes presiones antropogénicas en un decenio. Tesis Maestría. *Universidad Nacional Autónoma de México*.
- López-Victoria, M., Zea, S., y Weil, E. (2006). Competition for space between encrusting excavating Caribbean sponges and other coral reef organisms. *Marine Ecology Progress Series*, 312, 113-121.
- Lustic, C., Maxwell, K., Bartels, E., Reckenbeil, B., Utset, E., Schopmeyer, S., Zink, I., y Lirman, D. (2020). The impacts of competitive interactions on coral colonies after transplantation: a multispecies experiment from the Florida Keys, US. *Bulletin of Marine Science*.
- Naranjo-García, M. J. (2016). Patrones de sedimentación y calidad del agua relacionados con indicadores de degradación arrecifal en Akumal, Q. Roo. Tesis Maestría. *Universidad Nacional Autónoma De México*.
- Neely, K., O'Nil, K., Woodley, C., Miller, C., Ransom, Z., Moura, A., Farmer, J., y Lewis, C. (2018). Collection and care of rescued pillar coral (*Dendrogyra cylindrus*) fragments.

- Newman, S. P., Meesters, E. H., Dryden, C. S., Williams, S. M., Sanchez, C., Mumby, P. J., y Polunin, N. V. (2015). Reef flattening effects on total richness and species responses in the Caribbean. *Journal of Animal Ecology*, 84(6), 1678-1689.
- Nicolet, K. J., Chong-Seng, K. M., Pratchett, M. S., Willis, B. L., y Hoogenboom, M. O. (2018). Predation scars may influence host susceptibility to pathogens: evaluating the role of corallivores as vectors of coral disease. *Scientific reports*, 8(1), 1-10.
- Nozawa, Y., y Harrison, P. L. (2002). Larval settlement patterns, dispersal potential, and the effect of temperature on settlement of larvae of the reef coral, *Platygyra daedalea*, from the Great Barrier Reef. In *Proceedings of the 9th international coral reef symposium* (Vol. 1, pp. 409-416).
- Maharaj, R. R., Lam, V. W., Pauly, D., y Cheung, W. W. (2018). Regional variability in the sensitivity of Caribbean reef fish assemblages to ocean warming. *Marine Ecology Progress Series*, 590, 201-209.
- Maharaj, R. R. (2020). Shedding light on the future of Caribbean coral reefs under climate change. Doctoral dissertation, University of British Columbia.
- Mallet, D., y Pelletier, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: a review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154, 44-62.
- Martínez-Medina, A.G. (2001). Determinación de la tasa de sedimentación en el tercer polígono del parque nacional "Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc". Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa.
- Mata-Lara. (2012). Evaluación de estrategias de manejo arrecifal en Akumal, Q. Roo: Disturbios antropogénicos y enfermedades coralinas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma De México.
- Maynard, J. A., McKagan, S., Raymundo, L., Johnson, S., Ahmadi, G. N., Johnston, L., y Van Hoodonk, R. (2015). Assessing relative resilience potential of coral reefs to inform management. *Biological Conservation*, 192, 109-119.
- McCook, L., Jompa, J., y Diaz-Pulido, G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral reefs*, 19(4), 400-417.
- McCook, L. J., Ayling, T., Cappo, M., Choat, J. H., Evans, R. D., De Freitas, D. M., Heupel, M., Hughees, T P., Jones, G. P., ;apstone, B., Marsh, H., Mills, M., ;pññpu. F. J., Pitcher, C. R., Pressey, R. L., Russ, G. R., Sutton, S., Sweatman, H., Tobin, R., Wachenfeld, D. R. y Williamson, D. H. (2010). Adaptive management of the Great Barrier Reef: a globally significant demonstration of the benefits of networks of marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18278-18285.
- McDonald, T.; Gann, G.D.; Jonson, J.; y Dixon K.W. (2016). International standards for the practice of ecological restoration-including principles and keys concepts. *Society for Ecological Restoration*, Washington, D.C.
- McField, M., y Kramer, P. (2007). A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region. *Healthy Reefs Initiative*, Belize city.
- McKenzie, M. D., y Barclay, L. A. (1980). Ecological characterization of the Sea Island coastal region of South Carolina and Georgia. Fish and Wildlife Service.

- McMahon, K. W., Berumen, M. L., y Thorrold, S. R. (2012). Linking habitat mosaics and connectivity in a coral reef seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(38), 15372-15376.
- McManus, J. W. (1997). Tropical marine fisheries and the future of coral reefs: a brief review with emphasis on Southeast Asia. *Coral Reefs*, 16(1), S121-S127.
- McManus, J. W., y Polsenberg, J. F. (2004). Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography*, 60(2-4), 263-279.
- Meesters, E. H., Noordeloos, M., y Bak, R. P. (1994). Damage and regeneration: links to growth in the reef-building coral *Montastrea annularis*. *Marine Ecology Progress Series*, 119-128.
- Mercado-Molina, A. E., Ruiz-Díaz, C. P., Pérez, M. E., Rodríguez-Barreras, R. y Sabat, A. M. (2015). Demography of the threatened coral *Acropora cervicornis*: implications for its management and conservation. *Coral Reefs*, 34(4), pp. 1113–1124.
- Merediz-Alonso, G. 2017. Cozumel: Un mosaico de áreas protegidas y oportunidades para el desarrollo sustentable. Amigos de Sian Ka'An. Cancun, México
- Miller, A. C. (1981). Cnidarian prey of the snails *Coralliophila abbreviata* and *C. caribaea* (Gastropoda: Muricidae) in Discovery Bay, Jamaica. *Bulletin of Marine Science*, 31(4), 932-934.
- Miller, M. W., Marmet, C., Cameron, C. M., y Williams, D. E. (2014). Prevalence, consequences, and mitigation of fireworm predation on endangered staghorn coral. *Marine Ecology Progress Series*, 516, 187-194.
- Miller, C. V., May, L. A., Moffitt, Z. J., y Woodley, C. M. (2020). Exploratory Treatments for Stony Coral Tissue Loss Disease: Pillar Coral (*Dendrogyra cylindrus*). NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 245 and CRCP 37. Charleston, SC. 78 pp
- Moberg, F. y Folke, C. 1999. Coral reefs goods and services. *Ecological Economics*, 29, pp. 215–233.
- Molina Hernández, A. L. (2016). Estructura comunitaria de peces arrecifales y su relación con el hábitat en Akumal, Quintana Roo. Tesis Maestría. Universidad Nacional Autónoma De México.
- Molina-Hernández, A. L., Garza-Pérez, J. R., y Aranda-Fragoso, A. (2018). Identifying management challenges and implementation shortcomings of a new fishing refuge: Akumal reef, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 161, 127-140.
- Mudge, L., Alves, C., Figueroa-Zavala, B., y Bruno, J. (2019). Assessment of elkhorn coral populations and associated herbivores in Akumal, Mexico. *Frontiers in Marine Science*, 6, 683.
- Mumby, P. J., Edwards, A. J., Arias-González, J. E., Lindeman, K. C., Blackwell, P. G., Gall, A., Gorczynska, M. I., Harborne, A. R., Pescod, C. L., Renken, H., Wabnitz, C. C. C. y Llewellyn, G. (2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427(6974), 533-536.
- Mumby, P. J. (2006). Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biological conservation*, 128(2), 215-222.
- O'Neil, K. L. (2015). Land-Based Coral Nurseries: A Valuable Tool for Production and Transplantation of *Acropora cervicornis*. Master's thesis. Nova Southeasterns University. NSU Works, Oceanographic Center.

- Omori, M. (2011). Degradation and restoration of coral reefs: Experience in Okinawa, Japan. *Marine Biology Research*, 7(1), pp. 3–12.
- Ortiz-Prosper, A. L., Bowden-Kerby, R., Ruiz, H., Tirado, O., Cabán, A., Sanchez., G. y Crespo, J. (2001) Planting small massive corals on small artificial concrete reefs or dead coral heads. *Bulletin of Marine Science*, 69(2), pp. 1047–1051.
- Padilla-Souza, A. C., y Lara, M. (1996). Efecto del tamaño de las colonias en el crecimiento de *Acropora palmata* en Puerto Morelos. Quintana Roo, México. *Hidrobiológica*, 6(1-2), 17-24.
- Padilla-Souza, A.C., Morales-Guadarrama, A.A. (2017) A proposal to apply the International standards for the practice of ecological restoration in Coral Reefs in Mexico. 7th World Conference on Ecological Restoration. Foz do Iguassu, Brazil.
- Padilla-Souza, A. C., González-Cano, J., Banaszak, A., Hernández-Arana, H. y Raigoza-Figueras, R. (2018). Programa interdisciplinario de restauración activa para compensar daños antropogénicos en arrecifes coralinos del caribe mexicano. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. JA009. Ciudad de México
- Page, C. A., Muller, E. M. y Vaughan, D. E. (2018). Microfragmenting for the successful restoration of slow growing massive corals. *Ecological Engineering*. 123 pp. 86–94.
- Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M.J.H., Paredes, G., Warner, R.R., y Jackson, J. B. (2003). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 301(5635), 955-958.
- Pastorok, R. A., y Bilyard, G. R. (1985). Effects of sewage pollution on coral-reef communities. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 21(1), 175-189.
- Penna, N., Capellacci, S., y Ricci, F. (2004). The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3-4), 321-326.
- Perera-Valderrama, S., Hernández-Arana, H., Ruiz-Zárate, M. Á., Alcolado, P. M., Caballero-Aragón, H., González-Cano, J., Vega-Zepeda, A., y Cobián-Rojas, D. (2016). Condition assessment of coral reefs of two marine protected areas under different regimes of use in the north-western Caribbean. *Ocean & Coastal Management*, 127, 16-25.
- Perrow, M. R., y A. J. Davy, (2002). Handbook of ecological restoration. Volume 1: Principles of restoration; Volume 2: Restoration in practice. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Perry, C. T., Murphy, G. N., Kench, P. S., Smithers, S. G., Edinger, E. N., Steneck, R. S., y Mumby, P. J. (2013). Caribbean-wide decline in carbonate production threatens coral reef growth. *Nature communications*, 4(1), 1-7.
- Perry, C. T., Steneck, R. S., Murphy, G. N., Kench, P. S., Edinger, E. N., Smithers, S. G., y Mumby, P. J. (2015). Regional-scale dominance of non-framework building corals on Caribbean reefs affects carbonate production and future reef growth. *Global Change Biology*, 21(3), 1153-1164.
- Petersen, D., y Tollrian, R. (2001). Methods to enhance sexual recruitment for restoration of damaged reefs. *Bulletin of Marine Science*, 69(2), 989-1000.

- Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C., Francour, P., Badalamenti, F., Chemello, R., Harmelin-Vivien, M. L., Hereu, B., Milazzo, M., Zabala, M., D'anna, G., y Pipitone, C. (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, 179-200.
- Pratt, J. R. (1994). Artificial habitats and ecosystem restoration: managing for the future. *Bulletin of Marine Science*, 55(2–3), pp. 268–275.
- Randall, J. E. (1967). Food habits of reef fishes of the West Indies.
- Randazzo-Eisemann, Á., Garza-Pérez, J. R., Penié-Rodríguez, I., y Figueroa-Zavala, B. (2021). 25 years of multiple stressors driving the coral-algae phase shift in Akumal, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 214, 105917.
- Randazzo-Eisemann, Á., Garza-Pérez, J. R., y Figueroa-Zavala, B. (2022). The role of coral diseases in the flattening of a Caribbean Coral Reef over 23 years. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113855.
- Randazzo-Eisemann, Á., y Garza-Pérez, J. R. (2022b). The effects of coral assemblage shift on reef functions in Akumal, Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 695, 53-63.
- Raymundo, L. J., Maypa, A. P., Gomez, E. D., y Cadiz, P. (2007). Can dynamite-blasted reefs recover? A novel, low-tech approach to stimulating natural recovery in fish and coral populations. *Marine Pollution Bulletin*, 54(7), 1009-1019.
- Reaka-Kudla, M. L. (1997). The global biodiversity of coral reefs: a comparison with rainforests. *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources*, pp. 83–108.
- Renfro, B., y Chadwick, N. E. (2017). Benthic community structure on coral reefs exposed to intensive recreational snorkeling. *PloS one*, 12(9), e0184175.
- Reyes-Bonilla, H., Cupul-Magaña, A. L., Loreto-Viruel, R. M., Álvarez del Castillo, P. A., Vázquez Vera, L., Torrejón Arellano, N., y González Espinoza, P. (2012). Evaluación de la capacidad de carga para buceo en áreas naturales protegidas del mar Caribe y el golfo de California, México. *Medio Ambiente y Política Turística en México I. INE-SEMARNAT*, 149-162.
- Reynaldo, E., Vega, A., Fernández, A., Cruz, J., Córdova, E., y Cruz, P. (2018). Distribución y abundancia del pez león *Pterois volitans* en la zona costera de uso turístico de Holguín, Cuba. *Novitates Caribaea*, (12), 63-73.
- Richmond, R. H. (1997). Reproduction and recruitment in corals: critical links in the persistence of reefs. *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall, New York, 175-197.
- Richmond, R. H. (1988). Competency and dispersal potential of planula larvae of a spawning versus a brooding coral. In *Proc 6th Int Coral Reef Symp* (Vol. 2, pp. 827-831).
- Rinkevich, B. (1995). Restoration strategies for coral reefs damaged by recreational activities: The use of sexual and asexual recruits. *Restoration Ecology*, pp. 241–251.
- Rinkevich, B. (2014). Rebuilding coral reefs: Does active reef restoration lead to sustainable reefs?. *Environmental Sustainability*, 7, pp. 28–36.
- Risk, M. J. (1972). Fish diversity on a coral reef in the Virgin Islands. *Atoll Research Bulletin*.

- Rivera, J.A., Prada, M.C., Arsenault, J.L., Moody, G., y Benoit, N. (2006).. Detection of fish spawning aggregations from reef habitats mapped with high resolution side scan sonar imagery. *Emerging Technologies for Reef Fisheries Research and Management*, pp. 88–104.
- Rodríguez-Rincón, A. M., Navarrete- Ramírez, S. M., Gómez-López, D. I., y Navas-Camacho, R. (2014). Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICTAC). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Invemar, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 66, Santa Marta. 52 p.
- Roberts, C. M. (1997). Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science*, 278(5342), 1454-1457.
- Roberts, C. M., Bohnsack, J. A., Gell, F., Hawkins, J. P., y Goodridge, R. (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *science*, 294(5548), 1920-1923.
- Roelfsema, C. Kovacs, E., Ortiz, J. C., Wolff, N. H., Callaghan, D., Wettle, M., Ronan, M., Hamylton, S. M., Mumby, P. J. y Phinn, S. (2018). Coral reef habitat mapping: A combination of object-based image analysis and ecological modelling. *Remote Sensing of Environment*, 208(February), pp. 27–41.
- Rogers, C. S. (1990). Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 62(1), 185-202.
- Rogers, C. S., y Miller, J. (2001). Coral bleaching, hurricane damage, and benthic cover on coral reefs in St. John, US Virgin Islands: a comparison of surveys with the chain transect method and videography. *Bulletin of Marine Science*, 69(2), 459-470.
- Rogers, A., Blanchard, J. L., y Mumby, P. J. (2014). Vulnerability of coral reef fisheries to a loss of structural complexity. *Current Biology*, 24(9), 1000-1005.
- Rojas Jr, P. T., Raymundo, L. J., y Myers, R. L. (2008). Coral transplants as rubble stabilizers: a technique to rehabilitate damaged reefs. In *Proc. 11th Int. Coral Reef Symp. Ft. Lauderdale, Florida* (pp. 1262-1266).
- Ruiz-Jaen, M. C. y Aide, T. M. (2005). Restoration success: How Is it being measured?. *Restoration Ecology*, 13(3), pp. 569–577.
- Russ, G. R., y Alcala, A. C. (1989). Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 13-27.
- Rützler, K., Duran, S., y Piantoni, C. (2007). Adaptation of reef and mangrove sponges to stress: evidence for ecological speciation exemplified by *Chondrilla caribensis* new species (Demospongiae, Chondrosida). *Marine Ecology*, 28, 95-111.
- Sale, P. F. (2008). Management of coral reefs: Where we have gone wrong and what we can do about it. *Marine Pollution Bulletin*, 56(5), pp. 805–809.
- Sandin, S. A., Smith, J. E., DeMartini, E. E., Dinsdale, E. A., Donner, S. D., Friedlander, A. M., Konotchick, T., Malay, M., Maragos, J.E., Obura, D., Pantos, O., Paulay, G. Richie, M., Rohwer, F., Schroeder, R.E. Walsh, S., Jackson, J.B.C., y Knowlton, N. (2008). Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. *PloS one*, 3(2), e1548.

- Santana-Cisneros, AD., Padilla-Souza, AC., Morales-Guadarrama, AA., Gonzalez-Vázquez, DJ., Romero-Nava, A. (2018). Proposal to evaluate the efficiency of coral reefs restoration actions through the adaptation of International standards for the practice of ecological restoration (SER). Reef Futures 2018: A Coral Restoration and Intervention Science Symposium. Key Largo, Florida
- Saunders, M. I., Doropoulos, C., Bayraktarov, E., Babcock, R. C., Gorman, D., Eger, A. M., Vozzo, M.L., Gillies, C.L., Vanderklift, M.A., Steven, A.D.L., Bustamante, R. H., y Silliman, B.R. (2020). Bright Spots in Coastal Marine Ecosystem Restoration. *Current Biology*, 30(24), R1500-R1510.
- Schleyer, M. H., y Tomalin, B. J. (2000). Damage on South African coral reefs and an assessment of their sustainable diving capacity using a fisheries approach. *Bulletin of marine science*, 67(3), 1025-1042.
- Schofield, P. J. (2010). Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquatic Invasions*, 5(Supplement 1), S117-S122.
- Schopmeyer, S. A., y Lirman, D. (2015). Occupation dynamics and impacts of damselfish territoriality on recovering populations of the threatened staghorn coral, *Acropora cervicornis*. *PLoS One*, 10(11), e0141302.
- Schopmeyer, S. A., Lirman, D., Bartels, E., Gilliam, D. S., Goergen, E. A., Griffin, S. P., Johnson, M. E., Lustic, C., Maxwell, K. y Walter, C. S. (2017). Regional restoration benchmarks for *Acropora cervicornis*. *Coral reefs*, 36(4), 1047-1057.
- Shantz, A. A., Ladd, M. C., Schrack, E., y Burkepile, D. E. (2015). Fish-derived nutrient hotspots shape coral reef benthic communities. *Ecological Applications*, 25(8), 2142-2152.
- Shaver, E. C., y Silliman, B. R. (2017). Time to cash in on positive interactions for coral restoration. *PeerJ*, 5, e3499.
- Shaver, E. (2018). Using species interactions in the management of Caribbean coral reefs. Doctoral dissertation. Marine Science and Conservation Duke University.
- Shaver, E. C., Courtney, C. A., West, J. M., Maynard, J., Hein, M., Wagner, C., Philibotte, J., MacGowan, P., McLeod, I., Boström-Einarsson, L., Bucchianeri, K., y Johnston, L. (2020). A Manager's Guide to Coral Reef Restoration Planning and Design. *NOAA Coral Reef Conservation Program*. NOAA Technical Memorandum CRCP 36.
- Shaver, E. C., Renzi, J. J., Bucher, M. G., y Silliman, B. R. (2020b). Relationships between a common Caribbean corallivorous snail and protected area status, coral cover, and predator abundance. *Scientific reports*, 10(1), 1-10.
- Shearer, T. L., Porto, I. y Zubillaga, A. L. (2009). Restoration of coral populations in light of genetic diversity estimates. *Coral Reefs*, 28(3), pp. 727–733.
- Shulman, M. J. (2020). Echinometra sea urchins on Caribbean coral reefs: Diel and lunar cycles of movement and feeding, densities, and morphology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 530, 151430.
- Silbiger, N. J., Nelson, C. E., Remple, K., Sevilla, J. K., Quinlan, Z. A., Putnam, H. M., Fox, M. D. y Donahue, M. J. (2018). Nutrient pollution disrupts key ecosystem functions on coral reefs. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1880), 20172718.

- Society for Ecological Restoration-SER- y Policy Working Group. (2004). SER International Primer on Ecological Society for Ecological Restoration International.
- Sommer, B., Harrison, P. L., y Scheffers, S. R. (2010). Aggressive colonial ascidian impacting deep coral reefs at Bonaire, Netherlands Antilles. *Coral Reefs*, 29(1), 245-245.
- Soong, K., y Lang, J. C. (1992). Reproductive integration in reef corals. *The Biological Bulletin*, 183(3), 418-431.
- Soong, K. (1993). Colony size as a species character in massive reef corals. *Coral reefs*, 12(2), 77-83.
- Soong, K. y Chen, T. (2003). Coral transplantation: Regeneration and growth of *Acropora*. *Restoration Ecology*, 1(1), pp. 62–71.
- Spadaro, A. J., y Butler IV, M. J. (2021). Herbivorous crabs reverse the seaweed dilemma on coral reefs. *Current Biology*, 31(4), 853-859.
- Spalding, M., Burke, L., Wood, S. A., Ashpole, J., Hutchison, J., y Zu Ermgassen, P. (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, 82, 104-113.
- Spurgeon, J. P., y Lindahl, U. (2000). Economics of coral reef restoration. En: Cesar, H. É., Espeut, M., y Honkanen, M. P. Economic valuation of an integrated terrestrial and marine protected area: Jamaica's Portland Bight. *Collected Essays on the Economics of Coral Reefs–H. Cesar (ed.)*. Kalmar, Sweden: CORDIO, Kalmar University.
- Spurgeon, J. P. (2001). Improving the economic effectiveness of coral reef restoration. *Bulletin of Marine Science*, 69(2), 1031-1045.
- Steneck, R. S., Paris, C. B., Arnold, S. N., Ablan-Lagman, M. C., Alcala, A. C., Butler, M. J., McCook. L. J., Russ, G. R. y Sale, P. F. (2009). Thinking and managing outside the box: coalescing connectivity networks to build region-wide resilience in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, 28(2), 367-378.
- Steneck, R. S., Hughes, T. P., Cinner, J. E., Adger, W. N., Arnold, S. N., Berkes, F., Boudreau, S. A., Brown, K., Folke, C., Gunderson, L., Olson, P., Scheffer, M., Stephenson, E., Walker, B., Wilson, J., y Worm, B. (2011). Creation of a gilded trap by the high economic value of the Maine lobster fishery. *Conservation biology*, 25(5), 904-912.
- Stoner, A. W., Davis, M. H., y Kough, A. S. (2019). Relationships between fishing pressure and stock structure in queen conch (*Lobatus gigas*) populations: synthesis of long-term surveys and evidence for overfishing in the Bahamas. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 27(1), 51-71.
- Strobl, C., Boulesteix, A. L., Kneib, T., Augustin, T., y Zeileis, A. (2008). Conditional variable importance for random forests. *BMC bioinformatics*, 9(1), 1-11.
- Suchanek, T. H., y Green, D. J. (1981). Interspecific competition between *Palythoa caribaeorum* and other sessile invertebrates on St. Croix reefs, US Virgin Islands. In *Proceedings of the 4th international coral reef symposium* (Vol. 2, pp. 679-684).
- Sully, S., Burkepile, D. E., Donovan, M. K., Hodgson, G., y Van Woesik, R. (2019). A global analysis of coral bleaching over the past two decades. *Nature communications*, 10(1), 1-5.

- Sumanapala, D., Dimmock, K., y Wolf, I. D. (2022). A review of ecological impacts from recreational SCUBA diving: Current evidence and future practice. *Tourism and Hospitality Research*, 14673584221112602.
- Szmant, A. M. (1986). Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral reefs*, 5(1), 43-53.
- Szmant, A. M. (1991). Sexual reproduction by the Caribbean reef corals *Montastrea annularis* and *M. cavernosa*. *Mar Ecol Prog Ser*, 7(4), 13-25.
- Szmant, A. M. (2002). Nutrient enrichment on coral reefs: is it a major cause of coral reef decline?. *Estuaries*, 25(4), 743-766.
- Thorn, R. M. (1997). System-development matrix for adaptive management of coastal ecosystem restoration project. *Ecological Engineering*, 8, pp. 219–232.
- Tourinho, J. L., Solé-Cava, A. M., y Lazoski, C. (2012). Cryptic species within the commercially most important lobster in the tropical Atlantic, the spiny lobster *Panulirus argus*. *Marine Biology*, 159(9), 1897-1906.
- United Nations Environment Programme-Caribbean Environment Programme UNEP-CEP. (2020). Regional strategy and action plan for the valuation, protection and/or restoration of key marine habitats in the Wider Caribbean 2021-2030. Port-of-Spain: CANARI.
- Van Oppen, M. J., Gates, R. D., Blackall, L. L., Cantin, N., Chakravarti, L. J., Chan, W. Y., Cormick, C., Crean, A., Damjanovic, K., Epstein, H., Harrison, P. L., Jones, T. A., Miller, M., Pears, R. J., Peplow, L. M., Raftos, D. A., Schaffelke, B., Stewart, K., Torda, G., Wachenfeld, D., Weeks, A. R. y Putnam, H. M. (2017). Shifting paradigms in restoration of the world's coral reefs. *Global change biology*, 23(9), 3437-3448.
- Van Veghel, M. L., y Bak, R. P. (1994). Reproductive characteristics of the polymorphic Caribbean reef building coral *Montastrea annularis*. III. Reproduction in damaged and regenerating colonies. *Marine Ecology Progress Series*, 229-233. Vaughan, T.W. (1919). Corals and the formation of coral reefs. Annual Report of the Smithsonian Institution for the year 1917: 189-238.
- Vaughan, E. J., Wilson, S. K., Howlett, S. J., Parravicini, V., Williams, G. J., y Graham, N. A. (2021). Nitrogen enrichment in macroalgae following mass coral mortality. *Coral Reefs*, 1-10.
- Vega Thurber, R. L., Burkepile, D. E., Fuchs, C., Shantz, A. A., McMinds, R., y Zaneveld, J. R. (2014). Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. *Global change biology*, 20(2), 544-554.
- Viehman, T. S., Hench, J. L., Griffin, S. P., Malhotra, A., Egan, K., y Halpin, P. N. (2018). Understanding differential patterns in coral reef recovery: chronic hydrodynamic disturbance as a limiting mechanism for coral colonization. *Marine Ecology Progress Series*, 605, 135-150.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., y Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics: The official journal of the International Environmetrics Society*, 9(3), 329-357.
- Vogt, H.; Montebon, A. R. y Alcala, M. L. (1997) Underwater video sampling: an effective method for coral reef surveys?. *International Coral Reef Symposium*, Smithsonian Tropical Research Institute, pp. 1447-1452.

- Wapnick, C. y McCarthy, A. (2006). Monitoring the efficacy of reef restoration projects: where are we and where do we need to go?, *Coral reef restoration handbook*. pp. 339-350
- Westoby, R., Becken, S., y Laria, A. P. (2020). Perspectives on the human dimensions of coral restoration. *Regional Environmental Change*, 20(4), 1-13.
- Willis, B. L., y Oliver, J. K. (1990). Direct tracking of coral larvae: implications for dispersal studies of planktonic larvae in topographically complex environments. *Ophelia*, 32(1-2), 145-162.
- Wolfe, K., Anthony, K., Babcock, R. C., Bay, L., Bourne, D. G., Burrows, D., Byrne, M., Deaker, D.J., Diaz-Pulido, G., Frade, P.F., Gonzalez-Rivero, M., Hoey, A., Hoogenboom, M., McCorminck, M., Ortiz, J.C., Razak, T., Richardson, A.J., Roff, G., Sheppard-Brennand, H., Stella, J., Thompson, A., Watson, S.A., Webster, N., Audas, D., Beeden, R., Carver, J., Cowlshaw, M., Dyer, M., Groves, P., Horne, D., Thiault, L., Vains, J., Wachenfeld, D., Weekers, D., Williams, G., y Mumby, P. J. (2020). Priority species to support the functional integrity of coral reefs. In *Oceanography and Marine Biology*. Taylor & Francis.
- Woodhouse, S. Lovett, A., Dolman, P., Fuller, R. (2000). Using a GIS to select priority areas for conservation. *Computers, Environment and Urban Systems*, 24(2), pp. 79–93.
- Wortley, L., Hero, J. M., y Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration ecology*, 21(5), 537-543.
- Yanovski, R., y Abelson, A. (2019). Structural complexity enhancement as a potential coral-reef restoration tool. *Ecological Engineering*, 132, 87-93.
- Yap, H. T. (2000). The case for restoration of tropical coastal ecosystems. *Ocean and Coastal Management*, 43(8–9), pp. 841–851.
- Young, C. N., Schopmeyer, S. A. y Lirman, D. (2012). A review of reef restoration and coral propagation using the threatened genus *Acropora* in the Caribbean and Western Atlantic. *Bulletin of Marine Science*, 88(4), pp. 1075–1098.
- Zakai, D., y Chadwick-Furman, N. E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*, 105(2), 179-187.
- Zayasu, Y., Satoh, N. y Shinzato, C. (2018). Genetic diversity of farmed and wild populations of the reef-building coral, *Acropora tenuis*. *Restoration Ecology*, 26(6), pp. 1195–1202.
- Zepeda-Centeno C., Mariño-Tapia I., McLeod E., Rodríguez-Martínez R., Alvarez-Filip L., Banaszak A. T., Escudero-Castillo M., Silva-Casarín R., Mendoza-Baldwin E., Beck M., y Shaver E. (2018). Guidance Document for Reef Management and Restoration to Improve Coastal Protection: Recommendations for Global Applications based on lessons learned in Mexico. *The Nature Conservancy, Mexico*. 57 p.
- Zurita, F., Roy, E. D., y White, J. R. (2012). Municipal wastewater treatment in Mexico: current status and opportunities for employing ecological treatment systems. *Environmental technology*, 33(10), 1151-1158.

ANEXOS

Anexo 1. Base de datos sintéticos con valores de la R-RW en cada sub-atributo en la escala de 1 al 5 (condiciones críticas -1- y condiciones ideales -5-), aplicando una clasificación supervisada para definir: **A)** Sitios no aptos, **B)** Sitios aptos, **C)** Sitios prioritarios, **D)** Sitios fuente. **Sub-At:** Sub-Atributos de la R-RW; **1:** Especies indeseables; **2:** Turismo; **3:** Actividades pesqueras; **4:** Anomalías térmicas; **5:** Calidad de agua; **6:** Sedimentación; **7:** Sustrato físico; **8:** Bentos deseables; **9:** Necton deseable; **10:** Especies indeseables; **11:** Macroalgas; **12:** Constructores arrecifales primarios; **13:** Corales duros; **14:** Rugosidad; **15:** Corales reproductores; **16:** Condición de coral; **17:** Herbivoría; **18:** Reclutamiento de corales; **19:** Conectividad; **20:** Flujos del paisaje

Sub-At Sitio	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Clasificación
1	3	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	A
2	5	1	2	1	1	2	2	1	2	3	2	1	2	1	1	1	2	2	2	2	A
3	1	1	1	2	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	3	1	1	3	A
4	5	3	1	2	2	1	3	1	2	1	2	1	2	2	1	2	2	1	1	4	A
5	4	3	1	1	3	3	2	2	2	1	4	1	2	2	1	2	1	1	2	4	A
6	5	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	3	3	1	1	1	1	1	5	A
7	4	1	1	2	2	2	3	1	1	3	3	1	1	1	1	1	2	1	1	5	A
8	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1	2	A
9	2	2	2	2	1	4	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	A
10	1	3	3	2	1	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2	2	3	A
11	4	3	3	2	1	3	3	2	2	1	2	2	3	2	1	2	1	1	1	2	A
12	3	3	1	1	2	4	2	2	2	1	3	2	2	2	2	3	2	1	1	2	A
13	5	3	4	1	3	2	3	2	1	3	3	1	2	1	1	3	3	3	2	1	A
14	5	1	4	3	2	2	3	2	2	1	3	1	2	2	2	1	1	1	1	1	A
15	3	2	3	3	1	3	2	2	3	1	2	1	3	1	1	1	2	1	1	3	A
16	2	1	2	1	1	2	2	2	1	3	1	2	3	2	1	1	2	1	2	4	A
17	3	1	1	1	1	2	3	1	2	3	1	1	2	2	2	1	1	2	2	3	A
18	3	2	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1	2	2	1	2	1	3	2	4	A
19	1	1	2	2	2	1	2	1	1	1	2	1	2	2	1	2	1	3	3	5	A
20	2	2	2	2	2	1	2	1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	A
21	5	1	4	3	1	5	5	3	1	1	1	1	2	1	4	1	3	3	5	5	A
22	3	1	3	2	1	3	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	A
23	3	2	3	3	1	3	1	2	2	1	2	1	2	1	1	2	1	2	1	2	A
24	1	3	1	2	1	2	1	2	2	1	2	2	2	2	1	2	1	1	2	1	A
25	4	2	2	2	1	3	2	2	1	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	5	A
26	3	1	2	2	2	1	3	2	1	3	3	2	3	2	2	1	1	2	3	4	A
27	4	1	1	2	2	1	4	3	1	4	1	1	1	3	1	3	2	1	1	3	A
28	3	3	2	1	1	2	2	1	3	2	1	1	1	1	1	2	2	1	1	2	A
29	2	2	2	1	3	3	4	2	4	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	2	A
30	2	2	1	2	1	3	2	2	2	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	4	A
31	4	1	1	3	3	1	1	3	2	4	2	2	3	1	2	1	1	3	3	5	A
32	3	2	1	3	2	3	1	3	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	3	A
33	4	2	4	3	1	4	2	4	4	3	2	1	2	3	1	1	1	1	1	4	A
34	5	1	4	3	1	5	5	4	1	1	1	1	1	2	3	1	2	1	5	5	A
35	1	2	3	2	1	5	1	4	3	1	2	2	3	2	1	2	2	1	1	4	A
36	1	1	1	3	1	2	2	1	2	1	1	1	2	1	1	3	2	1	2	2	A
37	3	1	3	2	2	1	2	1	2	2	2	1	1	2	1	1	2	3	2	5	A
38	1	1	2	2	2	1	3	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	A
39	3	2	1	1	1	2	4	2	1	1	1	1	2	2	1	1	1	2	2	1	A
40	2	3	3	1	1	3	1	3	2	1	1	1	1	2	2	1	2	1	2	2	A
41	3	1	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	4	A
42	3	1	2	3	1	4	2	1	2	3	2	1	2	2	1	1	2	2	2	2	A
43	2	1	1	3	1	2	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	3	1	1	3	A
44	1	1	1	2	2	1	3	1	2	5	2	1	1	2	1	1	2	1	1	4	A
45	2	1	1	1	2	2	2	1	2	1	1	1	2	2	1	1	1	1	2	4	A

46	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	3	3	1	1	1	1	5	A
47	2	3	1	2	2	2	3	3	1	3	1	1	2	1	1	1	2	1	1	5	A
48	3	3	1	1	1	1	1	1	1	5	2	1	1	1	1	1	3	2	2	A	
49	3	1	1	3	1	3	1	3	2	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	A	
50	1	1	1	2	1	2	2	2	1	1	1	1	2	2	1	1	2	2	2	3	A
51	4	3	1	2	1	3	2	3	2	1	2	1	2	2	1	1	1	1	2	A	
52	3	1	1	1	2	1	2	3	2	1	1	2	2	2	2	2	1	1	2	A	
53	5	1	4	3	1	5	2	3	1	3	4	1	1	1	3	1	1	2	5	A	
54	5	1	2	3	2	2	3	3	2	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	A	
55	3	2	3	3	1	3	2	2	3	1	2	1	3	1	1	1	2	1	1	3	A
56	2	1	2	1	1	2	2	3	1	4	1	2	2	2	1	1	1	1	2	4	A
57	3	1	1	1	1	1	3	2	2	4	1	1	2	2	2	1	1	2	2	3	A
58	3	2	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1	2	2	1	2	1	3	2	4	A
59	1	1	2	2	2	1	2	3	1	1	1	1	3	3	1	2	1	3	3	5	A
60	2	2	2	1	2	1	2	3	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	A	
61	4	3	1	2	1	1	4	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	4	A	
62	3	1	3	2	1	3	5	2	1	5	1	1	1	2	1	1	1	2	2	A	
63	3	2	3	3	1	3	5	2	2	3	2	1	2	2	1	2	1	2	1	2	A
64	1	3	1	2	1	2	1	2	2	4	2	2	2	2	1	2	1	1	2	1	A
65	4	2	2	2	1	3	2	3	1	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	5	A
66	3	1	2	2	2	1	3	3	1	3	1	2	3	2	2	1	1	2	3	4	A
67	4	1	1	2	2	5	3	3	1	3	1	1	1	3	1	2	2	1	1	3	A
68	3	3	2	1	1	2	2	2	3	2	1	1	3	2	1	2	2	1	1	2	A
69	5	1	4	3	1	5	5	4	4	1	1	1	2	2	3	1	3	3	3	5	A
70	2	2	1	2	1	3	2	2	2	1	1	2	1	3	3	2	1	1	1	4	A
71	4	1	1	3	3	1	1	3	2	4	1	2	2	2	2	1	1	3	3	5	A
72	3	2	1	3	2	3	1	3	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	3	A
73	4	2	4	3	1	3	2	1	3	3	1	1	2	3	1	1	1	1	1	4	A
74	5	1	2	1	1	5	1	3	2	1	2	1	1	1	1	2	2	1	1	3	A
75	1	2	3	2	1	5	1	3	3	3	2	2	2	2	1	2	2	1	1	4	A
76	1	1	1	3	1	2	2	2	2	1	1	1	1	2	1	2	2	1	2	2	A
77	5	1	4	3	1	5	1	2	1	3	2	1	1	1	3	1	1	1	2	5	A
78	5	1	4	3	1	5	1	2	1	5	4	1	1	1	1	5	1	1	2	5	A
79	5	1	4	3	1	5	1	2	1	5	3	1	1	1	1	5	1	1	2	5	A
80	5	1	4	3	1	5	2	3	1	5	1	1	1	1	1	5	1	1	2	5	A
81	3	3	3	3	2	4	4	1	1	3	2	1	1	2	1	3	1	1	2	4	B
82	5	4	4	5	5	2	2	1	1	5	4	1	1	1	1	5	1	1	1	4	B
83	4	1	2	3	3	4	3	3	3	1	1	1	2	2	1	4	3	2	2	5	B
84	4	2	2	3	3	3	3	2	2	1	2	1	2	2	1	3	2	2	2	3	B
85	2	1	2	4	1	4	3	2	2	3	1	1	3	2	2	4	1	2	3	4	B
86	5	3	3	3	1	5	4	4	1	1	1	2	1	2	1	4	1	3	2	3	B
87	2	2	2	4	3	4	3	3	1	1	3	1	3	2	2	4	2	2	3	4	B
88	5	1	3	4	1	5	5	4	2	1	1	1	3	3	3	3	2	3	4	5	B
89	3	3	2	3	2	4	4	2	2	1	2	1	2	1	1	5	2	2	2	3	B
90	4	1	2	4	3	5	4	3	3	4	4	1	1	2	1	5	3	1	1	3	B
91	1	1	3	4	4	5	3	3	1	1	3	1	2	2	1	4	2	1	2	2	B
92	5	1	3	5	3	3	3	1	3	3	1	1	1	2	1	5	1	2	2	4	B
93	4	3	2	4	1	4	3	2	2	4	3	1	2	2	1	3	2	1	2	4	B
94	2	2	2	5	2	5	3	2	3	1	2	1	3	3	3	4	3	3	3	3	B
95	4	3	3	3	4	3	3	1	2	3	1	1	2	2	2	4	2	1	1	2	B
96	5	1	4	3	2	5	4	1	3	2	2	1	3	1	1	5	3	1	1	3	B
97	3	2	3	5	1	5	5	3	2	4	2	1	2	2	1	4	2	3	2	5	B
98	5	3	2	4	3	4	4	3	2	1	1	1	2	2	2	3	2	2	3	5	B
99	4	1	2	5	3	4	4	2	1	1	2	1	1	2	1	4	1	1	2	4	B
100	3	3	3	4	2	5	5	4	3	3	3	1	2	1	2	2	2	2	4	3	B
101	1	1	3	3	2	4	3	3	4	2	1	1	1	3	4	4	3	3	5	4	B
102	2	1	2	4	1	4	3	2	4	4	1	1	2	2	3	3	2	1	2	1	B
103	3	1	2	3	2	5	4	3	3	1	2	2	1	3	2	4	3	1	2	3	B

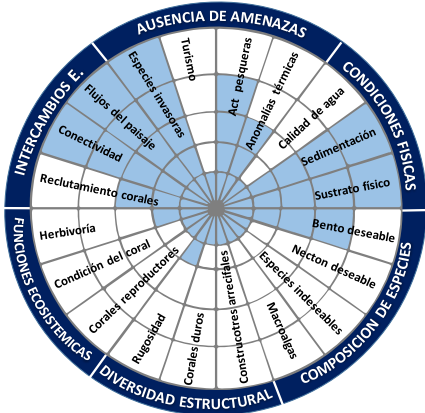
104	5	2	3	5	3	4	3	4	2	1	1	1	1	2	1	3	2	3	3	3	B	
105	4	2	2	3	3	3	4	2	1	3	3	1	2	2	1	3	2	4	2	5	B	
106	2	4	4	5	3	5	4	2	4	1	2	1	2	2	3	2	4	3	2	4	B	
107	4	1	2	4	1	3	3	2	2	1	3	1	2	1	2	3	2	2	2	3	B	
108	5	3	3	4	3	4	2	3	2	2	2	1	1	2	1	4	1	3	3	3	B	
109	4	4	4	4	3	4	4	2	3	1	1	1	2	4	4	4	3	3	3	1	B	
110	4	3	4	4	4	2	3	2	1	3	3	1	2	2	3	3	1	3	4	3	B	
111	5	3	2	5	3	3	3	3	4	4	1	1	2	2	2	5	1	1	1	2	B	
112	5	3	3	4	3	5	4	1	3	5	3	1	3	1	1	4	3	1	2	5	B	
113	4	3	2	4	2	5	5	3	3	1	1	2	1	2	3	3	1	4	3	3	B	
114	3	3	3	5	1	4	4	2	1	1	2	1	2	2	1	3	2	2	2	4	B	
115	5	5	4	4	5	1	3	3	2	1	3	1	2	2	2	3	2	2	2	4	B	
116	5	2	2	3	3	4	4	4	2	3	2	1	1	1	1	4	1	3	2	5	B	
117	4	1	2	4	1	3	3	5	3	1	1	2	1	2	1	3	2	1	2	4	B	
118	5	3	3	3	3	4	3	2	1	2	2	1	1	2	1	4	3	1	1	3	B	
119	4	2	3	5	2	4	4	3	4	3	1	1	2	2	2	3	1	4	3	4	B	
120	2	3	2	4	3	2	4	4	3	5	2	1	1	2	3	5	1	2	3	3	B	
121	3	3	3	3	2	4	4	1	1	3	2	1	1	2	1	3	1	1	1	2	4	B
122	5	4	4	5	5	2	2	1	1	5	4	1	1	1	1	4	1	1	1	4	B	
123	4	1	2	3	1	4	3	3	3	1	1	1	2	2	1	4	2	2	2	5	B	
124	4	2	2	3	3	3	3	2	2	1	2	1	2	2	1	3	2	2	2	3	B	
125	2	1	2	4	1	4	3	2	2	3	1	1	3	2	2	4	1	2	3	4	B	
126	5	3	3	3	1	5	4	4	1	1	1	2	1	2	1	4	1	3	2	3	B	
127	2	2	2	4	3	4	3	3	1	1	3	1	3	2	2	4	2	2	3	4	B	
128	5	1	3	4	1	5	5	4	2	1	1	1	3	3	3	3	2	3	4	5	B	
129	3	3	2	3	2	4	4	2	2	1	2	1	2	1	1	4	2	2	2	3	B	
130	4	1	2	4	1	5	4	3	3	4	4	1	1	2	1	4	3	1	1	3	B	
131	1	1	3	4	1	5	3	3	1	1	3	1	2	2	1	4	2	1	2	2	B	
132	5	1	3	5	3	3	2	1	3	3	1	1	1	2	1	5	1	2	2	4	B	
133	4	3	2	4	1	4	3	2	2	4	3	1	2	2	1	3	2	1	2	4	B	
134	2	2	2	5	2	5	3	2	3	1	2	1	3	3	3	4	2	3	3	3	B	
135	4	3	3	3	4	3	3	1	2	3	1	1	2	2	2	4	2	1	1	2	B	
136	5	1	4	3	2	5	4	1	3	2	2	1	3	1	1	5	3	1	1	3	B	
137	3	2	3	5	1	5	5	3	2	4	2	1	2	2	1	3	2	3	2	5	B	
138	5	3	2	4	3	4	4	3	2	1	1	1	2	2	2	3	2	2	3	5	B	
139	4	1	2	5	3	4	4	2	1	1	2	1	1	2	1	4	1	1	2	4	B	
140	3	3	3	4	4	5	5	4	3	3	3	1	2	1	2	2	2	2	4	3	B	
141	1	1	3	3	2	4	3	3	4	2	1	1	1	3	4	4	3	3	5	4	B	
142	2	1	2	4	1	4	3	2	4	4	1	1	2	2	3	3	2	1	2	1	B	
143	3	1	2	3	2	5	4	3	3	1	2	2	1	3	2	4	3	1	2	3	B	
144	5	2	3	5	3	4	3	4	2	1	1	1	1	2	1	3	2	3	3	3	B	
145	4	2	2	3	4	3	4	2	1	3	3	1	2	2	1	3	2	4	2	5	B	
146	2	4	4	5	3	5	4	2	4	1	2	1	2	2	3	2	3	3	2	4	B	
147	4	1	2	4	1	3	3	2	2	1	3	1	2	1	2	3	2	2	2	3	B	
148	5	3	3	4	3	4	2	3	2	2	2	1	1	2	1	3	1	3	3	3	B	
149	4	4	4	4	1	4	4	2	3	1	1	1	2	4	4	4	3	3	3	1	B	
150	4	3	4	4	4	2	3	2	1	3	3	1	2	2	3	3	1	3	4	3	B	
151	5	3	2	5	3	3	3	3	4	4	1	1	2	2	2	4	1	1	1	2	B	
152	5	3	3	4	3	5	4	1	3	5	3	1	3	1	1	3	2	1	2	5	B	
153	4	3	2	4	2	5	5	3	3	1	1	2	1	2	3	3	1	4	3	3	B	
154	3	3	3	5	1	4	4	2	1	1	2	1	2	2	1	3	2	2	2	4	B	
155	5	5	4	4	5	1	3	3	2	1	3	1	2	2	2	3	2	2	2	4	B	
156	5	2	2	3	3	4	4	4	2	3	2	1	1	1	1	4	1	3	2	5	B	
157	4	1	2	4	1	3	3	5	3	1	1	2	1	2	1	3	2	1	2	4	B	
158	5	1	4	3	1	5	5	4	2	1	3	1	2	1	3	2	3	4	3	5	B	
159	4	2	3	5	2	4	4	3	4	3	1	1	2	2	2	3	1	4	3	4	B	
160	2	3	2	4	1	2	4	4	3	5	2	1	1	2	3	4	1	2	3	3	B	
161	5	5	3	4	3	4	4	2	3	4	3	1	3	2	1	4	2	2	2	3	C	

162	4	4	4	4	3	4	3	2	3	1	4	1	2	3	1	3	3	2	3	4	C
163	5	4	4	4	5	3	3	1	5	4	3	1	2	3	2	4	3	1	1	4	C
164	4	4	3	4	3	4	3	2	2	1	4	2	3	2	1	3	4	1	2	3	C
165	3	5	5	4	4	3	3	3	3	4	2	1	2	3	4	3	3	2	2	3	C
166	4	5	3	4	5	3	3	2	3	5	4	1	3	2	1	5	2	3	5	4	C
167	5	4	3	3	4	5	4	1	2	5	3	1	1	2	3	4	3	4	2	5	C
168	2	3	2	4	4	3	3	1	3	4	2	1	3	3	1	5	5	3	2	5	C
169	4	2	4	3	5	3	4	2	2	3	3	1	1	2	2	3	3	1	1	4	C
170	4	1	4	4	5	4	3	2	2	5	4	1	1	2	1	3	4	2	2	3	C
171	5	2	3	4	3	5	5	2	1	4	3	1	3	2	1	4	4	3	3	3	C
172	5	3	4	5	4	5	3	3	3	4	3	3	3	2	2	5	1	4	5	5	C
173	3	3	4	4	3	5	4	2	2	3	2	1	2	3	1	4	2	4	4	4	C
174	5	5	4	5	5	4	3	3	2	1	3	1	2	2	2	4	3	5	5	4	C
175	4	2	4	3	3	3	3	3	3	1	4	2	2	3	2	4	1	3	4	4	C
176	4	2	3	5	3	4	5	2	2	1	3	2	3	2	2	5	1	2	2	4	C
177	5	3	3	5	4	3	5	1	3	4	3	1	2	1	1	5	3	2	3	3	C
178	5	4	4	4	4	4	4	2	1	4	4	2	2	1	1	4	4	1	1	4	C
179	5	5	5	4	3	4	4	3	2	5	4	1	3	2	3	3	3	3	5	4	C
180	3	3	3	4	3	5	5	3	2	5	3	1	1	2	1	4	2	2	2	5	C
181	5	3	2	4	4	5	5	2	3	4	2	1	1	1	2	4	2	1	1	5	C
182	4	5	4	4	5	5	5	3	3	3	2	1	1	1	1	3	3	3	2	3	C
183	3	2	3	3	5	5	4	2	2	5	4	2	1	2	1	3	3	4	4	4	C
184	4	2	3	5	5	4	4	1	1	4	3	1	2	3	5	3	2	1	1	3	C
185	3	1	2	5	5	3	3	2	4	4	2	1	2	3	2	4	3	3	3	2	C
186	5	3	3	5	4	3	3	3	5	3	2	2	2	3	2	5	4	2	2	4	C
187	4	3	3	4	3	4	5	3	3	1	4	1	1	4	2	3	5	2	3	5	C
188	3	4	2	4	3	4	3	4	4	1	3	1	1	3	1	5	4	1	2	4	C
189	4	5	5	4	4	5	4	5	2	1	3	1	3	2	4	5	3	2	2	4	C
190	5	5	4	4	3	3	3	3	4	4	2	1	1	2	1	5	4	1	2	5	C
191	3	4	4	5	5	3	4	4	3	4	4	3	1	1	2	4	5	1	1	3	C
192	2	3	4	3	4	4	5	3	2	5	3	1	2	1	3	4	4	1	1	4	C
193	3	3	3	4	3	4	5	3	1	5	2	2	1	2	3	5	4	1	1	3	C
194	1	2	3	5	3	4	4	2	3	1	3	2	2	3	4	5	3	1	2	3	C
195	3	3	2	4	4	5	4	2	3	1	2	2	1	2	2	4	3	3	3	4	C
196	2	1	2	4	3	5	3	4	2	1	4	1	2	3	3	5	4	2	2	2	C
197	4	2	3	4	3	5	4	3	2	3	3	1	1	2	5	4	3	1	1	4	C
198	5	3	4	4	4	4	3	3	3	4	4	1	3	2	2	4	2	3	4	3	C
199	5	4	3	5	4	4	3	1	4	5	3	1	1	2	1	5	5	1	1	5	C
200	5	2	2	5	5	5	3	3	2	1	5	1	2	2	2	4	4	2	4	4	C
201	5	3	3	4	3	4	4	2	3	4	3	1	3	2	1	4	4	2	2	3	C
202	4	4	4	4	3	4	3	2	3	1	4	1	2	3	1	3	3	2	3	4	C
203	5	4	4	4	5	3	3	1	5	4	3	1	2	3	2	4	3	1	1	4	C
204	4	4	3	4	3	4	3	2	2	1	4	2	3	2	1	3	1	1	2	3	C
205	3	5	5	4	4	3	3	3	3	4	2	1	2	3	4	3	3	2	2	3	C
206	4	5	3	4	3	3	3	2	3	5	4	1	3	2	1	5	2	3	5	4	C
207	2	4	3	3	4	5	4	1	2	5	3	1	1	2	3	4	3	1	2	5	C
208	3	3	2	4	3	3	3	1	3	4	2	1	3	3	1	5	5	3	2	5	C
209	5	2	4	3	5	3	4	2	2	3	1	1	1	2	2	3	1	1	1	4	C
210	4	1	4	4	5	4	3	2	2	5	4	1	1	2	1	3	1	2	2	3	C
211	2	2	3	4	3	5	5	2	1	4	3	1	3	2	1	4	4	3	3	3	C
212	4	3	4	5	3	5	3	3	3	4	3	3	3	2	2	5	1	4	5	5	C
213	5	3	4	4	3	5	4	2	2	3	2	1	2	3	1	4	2	4	4	4	C
214	4	5	4	5	5	4	3	3	2	1	1	1	2	2	2	4	3	5	5	4	C

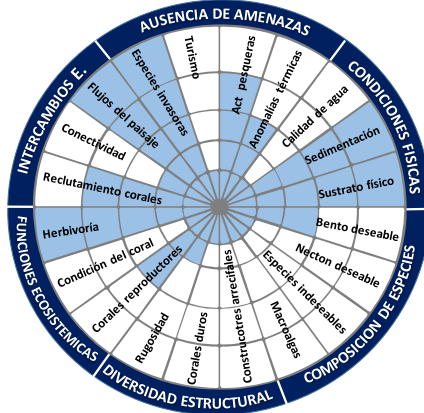
215	4	2	4	3	3	3	3	3	3	1	4	2	2	3	2	4	3	3	4	4	C
216	5	2	3	5	3	4	5	2	2	1	3	2	3	2	2	5	3	2	2	4	C
217	5	3	3	5	3	3	5	1	3	4	3	1	2	1	1	5	3	2	3	3	C
218	5	5	5	4	5	4	3	2	2	3	1	1	2	2	1	5	1	1	2	4	C
219	5	1	4	4	5	4	3	1	5	1	2	1	1	3	1	5	1	1	3	4	C
220	5	3	3	4	3	5	5	3	2	5	3	1	1	2	1	4	2	2	2	5	C
221	5	3	2	4	4	5	5	2	3	4	2	1	1	1	2	4	2	1	1	5	C
222	4	5	4	4	5	5	5	3	3	3	2	1	1	1	1	3	4	3	2	3	C
223	3	2	3	3	5	5	4	2	2	5	4	2	1	2	1	3	3	4	4	4	C
224	4	2	3	5	5	4	4	1	1	4	3	1	2	3	5	3	2	1	1	3	C
225	3	1	2	5	5	3	3	2	4	4	2	1	2	3	2	4	3	3	3	2	C
226	5	3	3	5	4	3	3	3	5	3	2	2	2	3	2	5	2	2	2	4	C
227	4	3	3	4	3	4	5	3	3	1	4	1	1	4	2	3	5	2	3	5	C
228	3	4	2	4	3	4	3	4	4	1	3	1	1	3	1	5	4	1	2	4	C
229	4	5	5	4	4	5	4	5	2	1	3	1	3	2	4	5	3	2	2	4	C
230	5	5	4	4	3	3	3	3	4	4	2	1	1	2	1	5	3	1	2	5	C
231	1	4	4	5	5	3	4	4	3	4	4	3	1	1	2	4	4	1	1	3	C
232	5	3	4	3	4	4	5	3	2	5	3	1	2	1	3	4	4	1	1	4	C
233	4	3	3	4	3	4	5	3	1	5	2	2	1	2	3	5	1	1	1	3	C
234	4	2	3	5	3	4	4	2	3	1	3	2	2	3	4	5	3	1	2	3	C
235	2	1	2	4	4	5	4	2	3	1	2	2	1	2	2	4	1	3	3	4	C
236	5	1	2	4	3	5	3	4	2	1	4	1	2	3	3	5	4	2	2	2	C
237	2	2	3	4	3	5	4	3	2	3	3	1	1	2	5	4	3	1	1	4	C
238	5	3	4	4	4	4	3	3	3	4	4	1	3	2	2	4	3	3	4	3	C
239	5	4	3	5	4	4	3	1	4	5	3	1	1	2	1	5	5	1	1	5	C
240	5	2	2	5	5	5	3	3	2	1	5	1	2	2	2	4	4	2	4	4	C
241	2	4	4	5	3	4	3	5	2	1	2	5	4	4	4	4	2	3	3	1	D
242	3	4	4	4	3	5	3	2	3	1	3	2	4	3	3	5	3	4	4	3	D
243	5	4	3	4	4	4	3	3	3	3	4	2	3	3	3	3	2	3	3	2	D
244	4	5	5	4	3	3	4	5	4	3	4	3	4	4	3	5	3	2	3	2	D
245	2	5	3	3	5	3	3	4	4	4	3	3	4	4	4	5	2	3	4	3	D
246	4	4	3	5	5	2	3	5	3	5	3	3	4	3	3	5	1	5	3	2	D
247	5	3	2	5	4	3	4	4	5	3	4	3	3	3	4	4	1	5	4	2	D
248	4	2	4	5	3	4	3	4	3	2	4	2	3	3	4	4	2	3	3	3	D
249	4	5	5	4	2	5	4	3	2	1	2	4	4	2	3	5	5	3	2	4	D
250	5	2	3	2	4	5	4	4	4	5	3	3	3	2	3	5	2	3	5	3	D
251	5	3	4	4	2	5	5	3	5	5	2	3	4	3	3	4	4	2	2	2	D
252	4	3	4	4	3	5	3	4	4	4	2	3	4	4	4	5	3	1	2	3	D
253	3	5	5	5	4	4	5	4	3	1	3	3	4	4	4	4	2	4	3	3	D
254	5	2	4	3	5	3	3	3	3	3	3	4	3	3	3	3	4	1	3	4	D
255	5	4	4	4	4	5	3	3	4	4	2	4	3	4	5	5	1	1	3	4	D
256	4	3	2	5	4	5	4	4	2	5	2	2	3	2	4	4	3	3	4	4	D
257	5	3	3	4	5	4	5	5	3	5	3	2	3	4	5	3	3	4	3	3	D
258	4	4	4	3	5	3	3	3	4	4	1	3	4	4	3	3	3	3	5	5	D
259	2	3	4	5	3	4	4	4	1	4	3	4	3	2	3	3	3	4	5	2	D
260	5	3	2	2	4	3	5	5	3	5	1	5	3	3	4	4	4	5	3	2	D
261	5	3	3	4	3	4	3	5	4	3	3	4	3	3	4	3	4	2	3	4	D
262	5	3	2	2	5	3	5	3	3	1	2	3	3	2	5	2	5	1	2	3	D
263	5	3	3	4	3	4	5	3	1	1	2	3	5	5	4	3	4	2	3	5	D
264	4	2	3	5	3	4	4	4	2	1	3	3	4	4	2	2	3	3	2	5	D
265	3	3	2	3	4	2	4	3	2	2	2	2	3	2	3	3	3	1	3	4	D
266	4	1	2	3	4	4	5	2	3	3	3	3	3	2	3	4	2	3	5	4	D
267	4	3	3	4	3	5	4	4	3	5	4	4	4	4	4	4	3	3	4	4	D
268	5	1	3	4	3	3	3	3	4	5	3	3	3	4	4	5	4	4	3	3	D
269	5	2	2	4	4	3	3	5	5	4	3	3	4	3	3	4	3	4	2	5	D

270	5	1	2	4	4	4	2	4	3	5	2	3	4	4	3	4	4	3	3	4	D
271	4	2	3	3	3	4	2	3	3	3	2	4	3	2	4	5	3	4	4	2	D
272	5	2	2	3	3	3	4	4	4	1	4	2	5	4	5	4	4	4	3	3	D
273	4	3	3	5	4	4	3	4	3	5	3	2	2	4	3	4	3	2	3	4	D
274	3	1	2	4	5	5	4	4	2	3	4	2	5	3	3	5	2	2	4	2	D
275	5	3	2	5	5	5	3	3	3	1	2	1	4	4	4	3	2	4	3	4	D
276	5	4	4	3	4	2	4	4	3	2	3	2	3	3	3	4	4	3	2	3	D
277	5	4	4	2	5	3	5	5	2	1	3	2	3	3	3	4	1	1	2	1	D
278	5	3	5	5	5	4	4	4	3	5	1	3	4	3	4	5	3	1	3	3	D
279	5	3	5	4	4	4	4	5	4	3	3	4	3	2	5	4	3	3	3	4	D
280	4	4	3	3	3	5	3	5	3	2	5	3	4	3	4	3	2	4	5	1	D
281	5	3	3	3	3	4	4	3	4	4	3	5	4	4	4	4	2	3	3	3	D
282	4	4	4	3	3	4	3	2	3	1	4	2	4	3	3	5	3	4	4	1	D
283	5	4	4	3	5	3	3	3	5	4	3	2	3	3	3	3	2	3	3	2	D
284	4	4	3	3	3	4	3	2	2	1	4	3	4	4	3	5	5	2	3	3	D
285	3	5	5	3	4	3	3	4	3	4	2	3	4	4	4	5	2	3	4	3	D
286	4	5	3	4	3	3	3	2	3	5	4	3	4	3	3	5	3	5	3	4	D
287	2	4	3	3	2	5	4	2	2	5	3	3	3	3	4	4	2	5	4	5	D
288	4	3	2	4	2	3	3	5	3	4	2	2	3	3	4	4	2	3	3	5	D
289	5	2	4	3	5	3	4	2	2	3	3	4	4	2	3	5	3	3	2	4	D
290	4	1	4	4	5	4	3	2	2	5	4	3	3	2	3	5	2	3	5	3	D
291	2	2	3	4	3	5	5	2	1	4	3	3	4	3	3	4	5	2	2	3	D
292	4	3	4	5	3	5	3	3	3	4	3	3	4	4	4	5	3	1	2	5	D
293	5	3	4	4	3	5	4	2	2	3	2	3	4	4	4	4	2	4	3	1	D
294	4	5	4	5	5	4	3	5	2	1	3	4	3	3	3	3	5	1	3	2	D
295	4	2	4	3	3	3	3	2	3	1	2	4	3	4	5	5	4	1	3	3	D
296	5	2	3	3	3	4	5	2	2	1	3	2	3	2	4	4	3	3	4	4	D
297	4	3	3	5	3	3	5	3	3	4	3	2	3	4	5	3	2	4	3	3	D
298	4	4	4	5	4	4	4	2	1	4	4	3	4	4	3	3	3	3	5	4	D
299	3	5	5	5	3	4	4	3	2	5	4	4	3	2	3	3	3	4	5	4	D
300	5	3	3	4	3	5	5	3	2	5	3	5	3	3	4	4	4	5	3	5	D
301	5	3	2	4	4	5	5	2	3	4	2	4	3	3	4	3	4	2	3	5	D
302	3	5	4	4	5	5	5	3	3	3	2	3	3	2	5	2	5	1	2	3	D
303	5	2	3	3	5	5	4	2	2	5	4	3	5	5	4	3	4	2	3	4	D
304	5	2	3	5	5	4	4	3	1	4	3	3	4	4	2	2	3	3	2	3	D
305	4	1	2	5	5	3	3	5	4	4	2	2	3	2	3	3	3	1	3	2	D
306	3	3	3	5	4	3	3	3	5	3	2	3	3	2	3	4	2	3	5	4	D
307	4	3	3	4	3	4	5	3	3	1	4	4	4	4	4	4	3	3	4	5	D
308	3	4	2	4	3	4	3	4	4	1	3	3	3	4	4	5	4	4	3	4	D
309	5	5	5	4	4	5	4	5	2	1	3	3	4	3	3	4	3	4	2	4	D
310	4	5	4	4	3	3	3	3	4	4	2	3	4	4	3	4	4	3	3	5	D
311	3	4	4	5	5	3	4	4	3	4	4	4	3	2	4	5	3	4	4	3	D
312	4	3	4	3	4	4	5	4	2	5	3	2	5	4	5	4	4	4	3	4	D
313	5	3	3	4	3	4	5	4	1	5	2	2	2	4	3	4	3	2	3	3	D
314	2	2	3	5	3	4	4	4	3	1	3	2	5	3	3	5	2	2	4	3	D
315	2	1	2	4	4	5	4	5	3	1	2	1	4	4	4	3	1	4	3	4	D
316	5	1	2	4	3	5	3	5	2	1	4	2	3	3	3	4	4	3	2	2	D
317	2	2	3	4	3	5	4	3	2	3	3	2	3	3	3	4	2	1	2	4	D
318	5	3	4	4	4	4	3	5	3	4	4	3	4	3	4	5	3	1	3	3	D
319	5	4	3	5	4	4	3	4	4	5	3	4	3	2	5	4	5	3	3	5	D
320	5	2	2	5	5	5	3	5	2	1	5	3	4	3	4	3	2	4	5	4	D

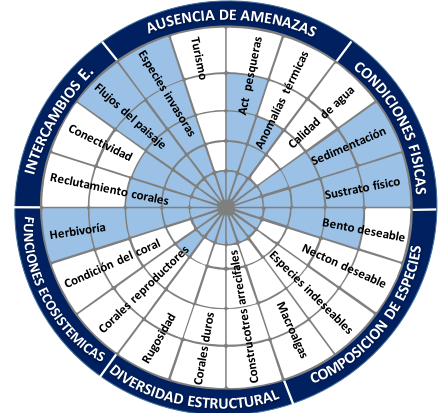
Anexo 2. Aplicación de la Reef-Recovery Wheel en los 51 sitios muestreados de Akumal



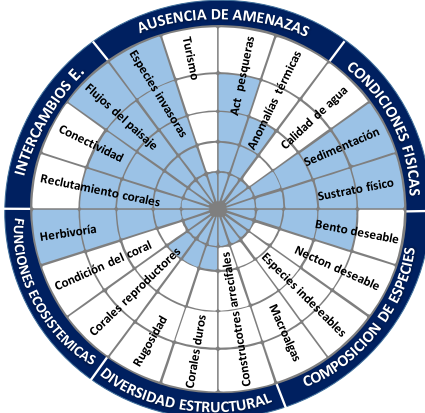
D1T1



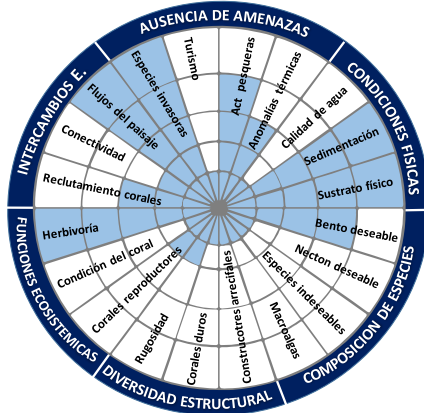
D1T2



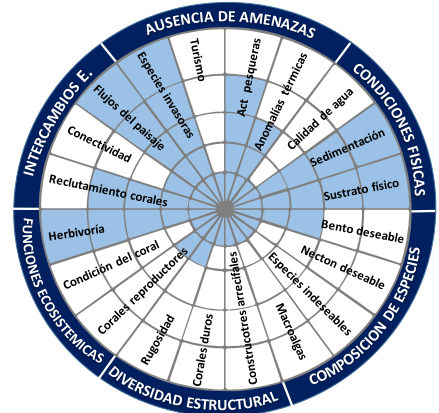
D1T3



D2T1



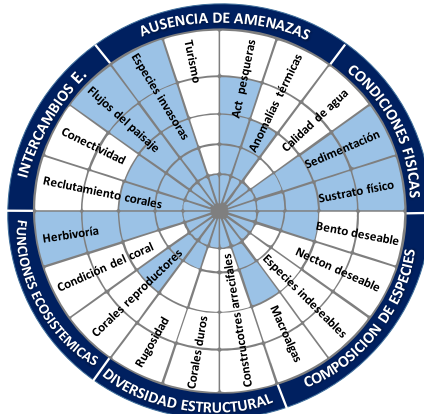
D2T2



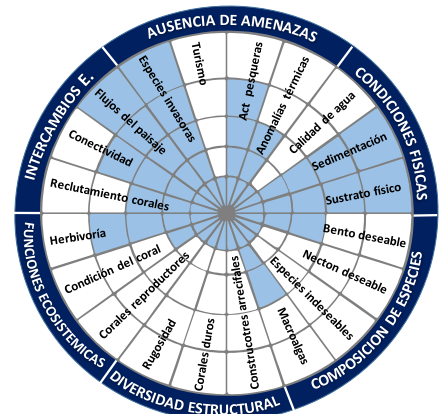
D2T3



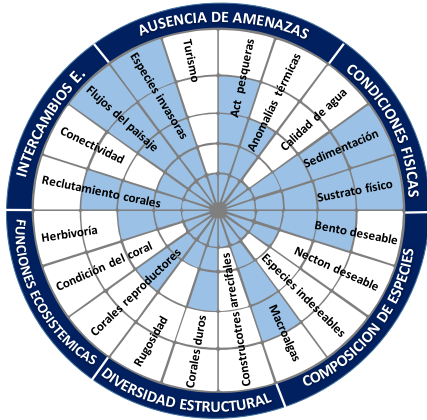
D2T4



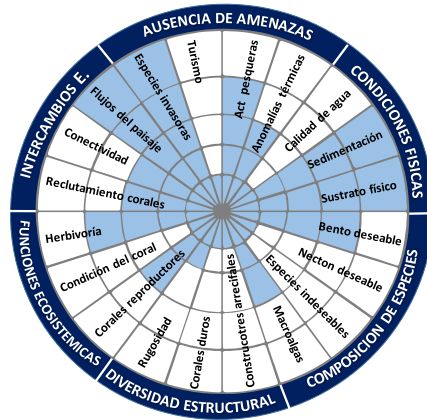
D2T5



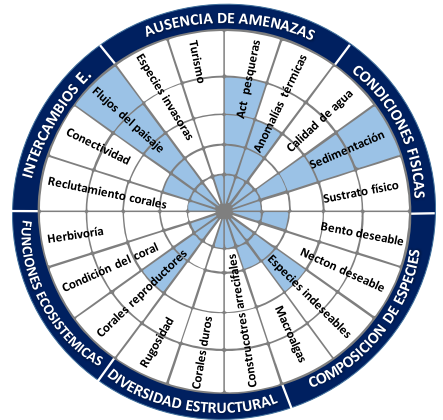
D2T6



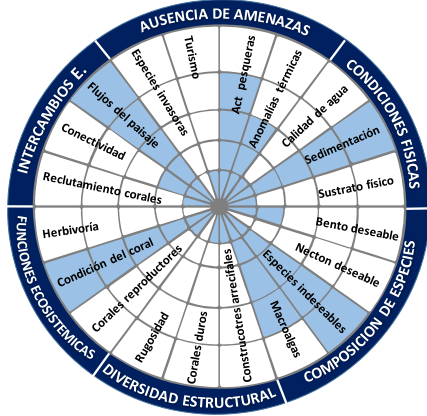
D2T7



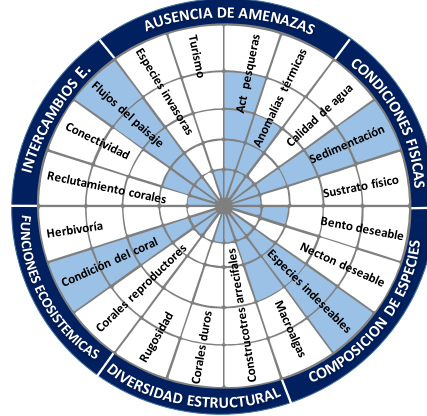
D2T8



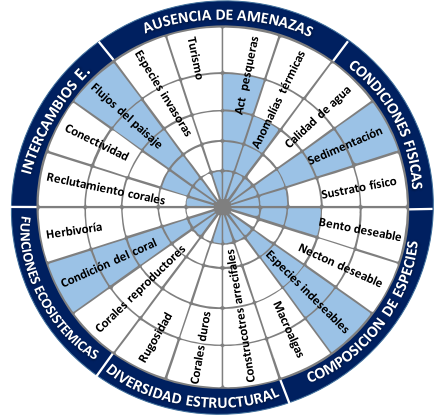
D3T1



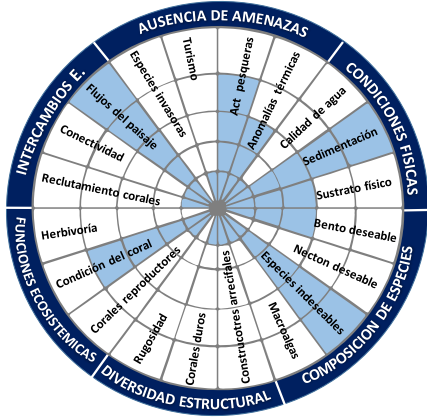
D3T2



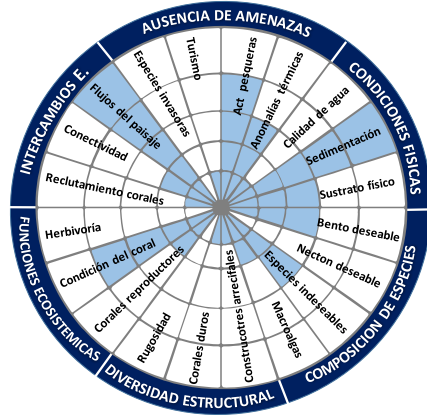
D3T3



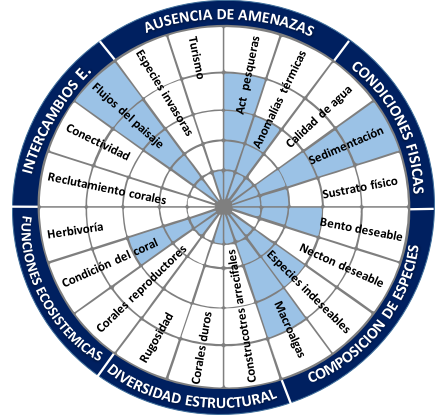
D3T4



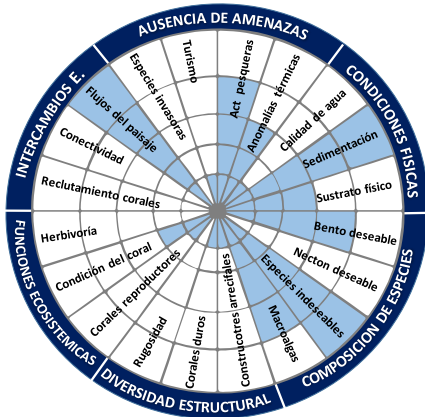
D3T5



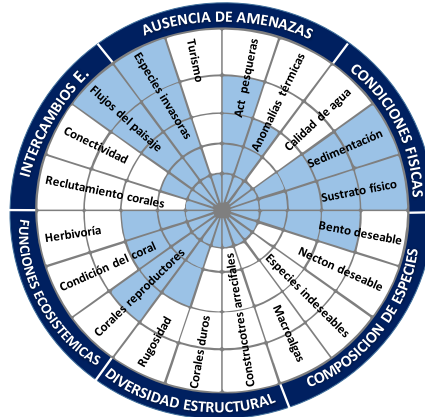
D3T6



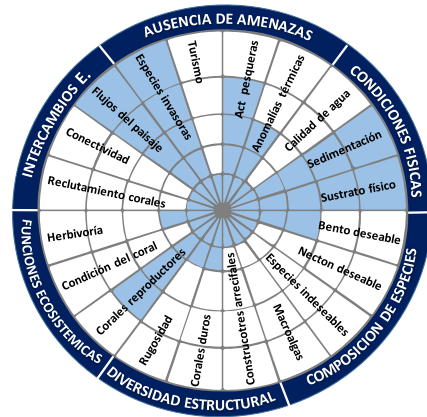
D3T7



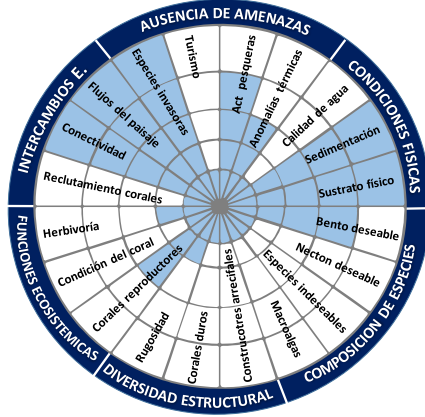
D3T8



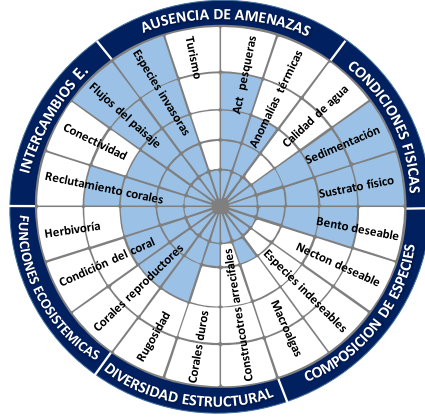
D4T1



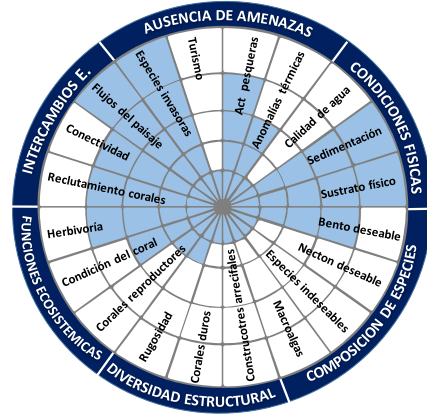
D4T2



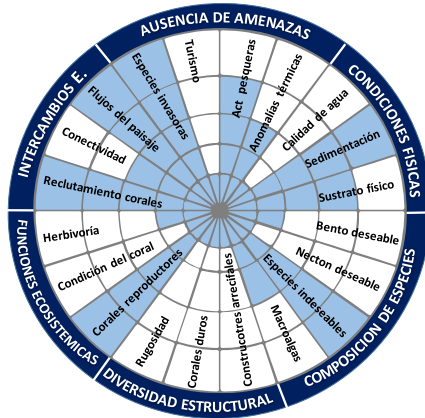
D4T3



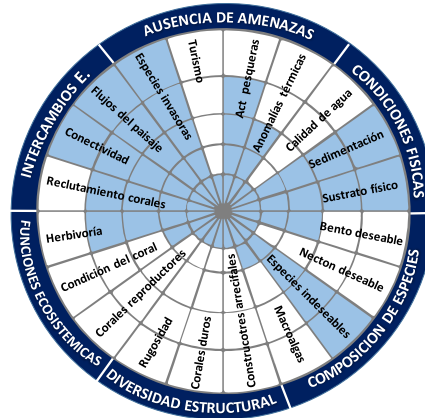
D4T4



D4T5



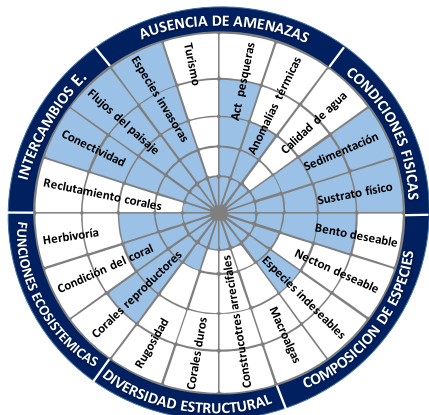
D4T6



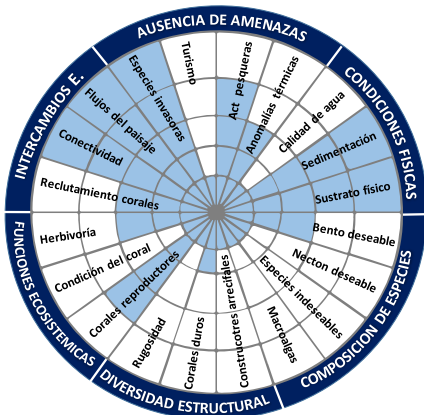
D4T7



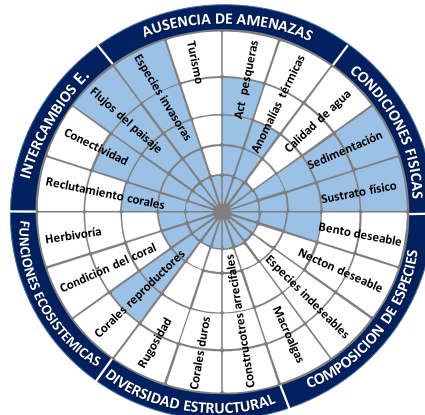
D4T8



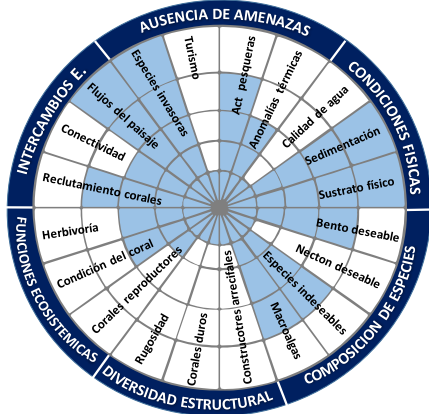
D5T1



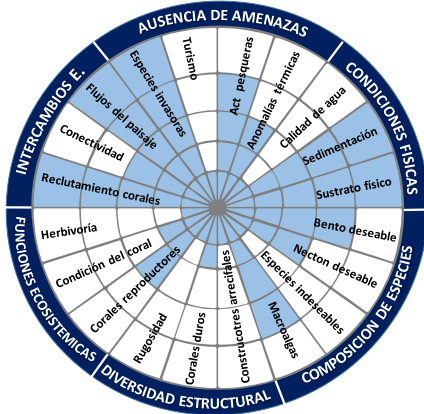
D5T2



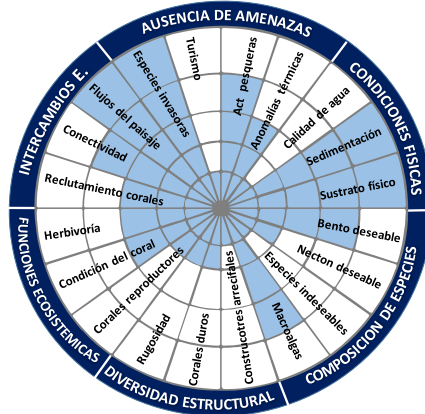
D5T3



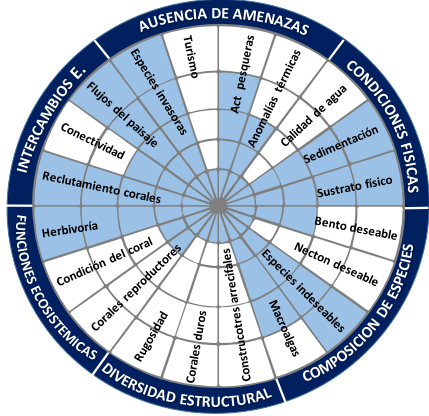
D5T4



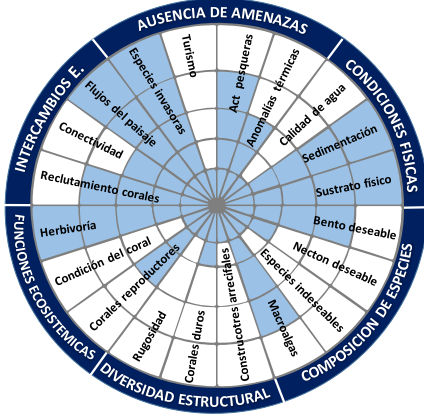
D5T5



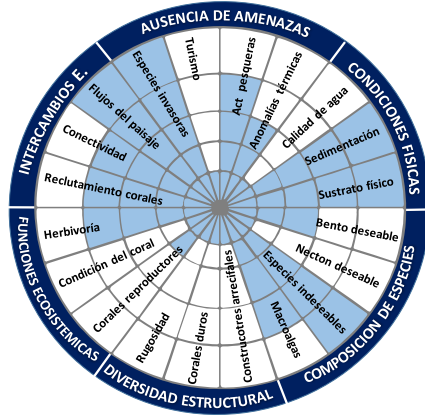
D5T6



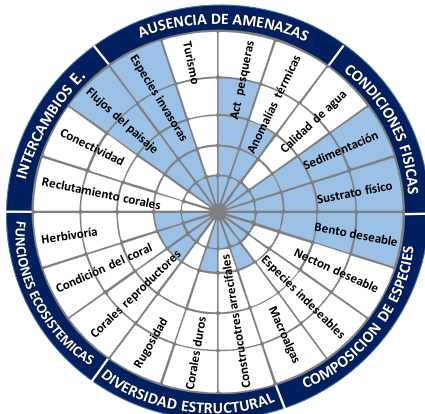
D5T7



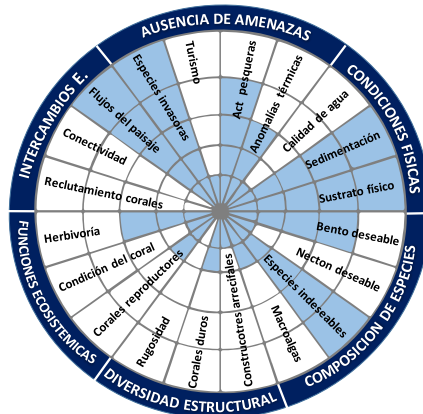
D5T8



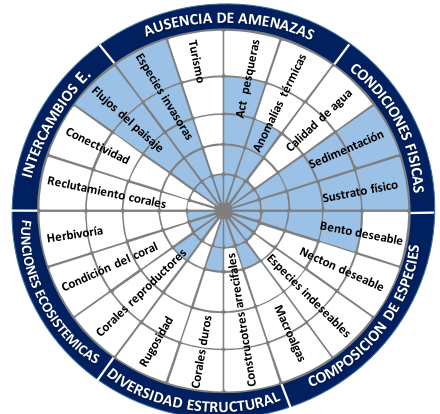
D5T9



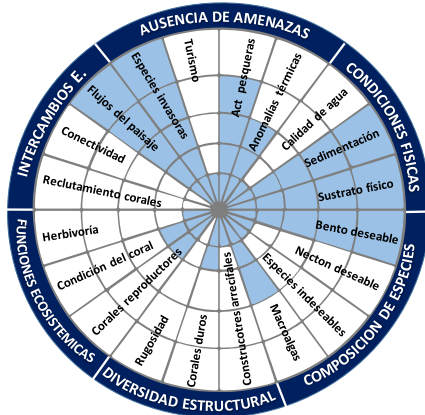
D6T1



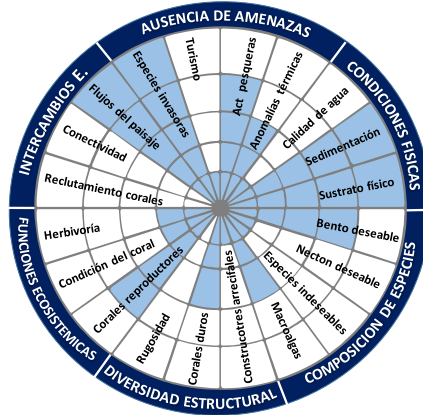
D6T2



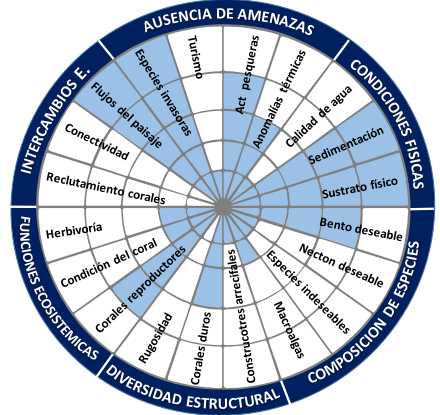
D6T3



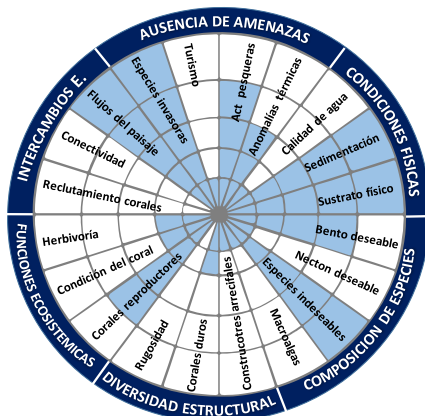
D6T4



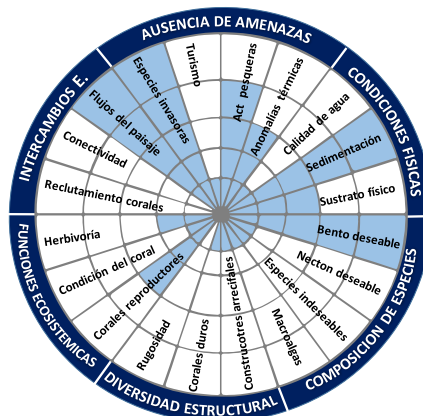
D6T5



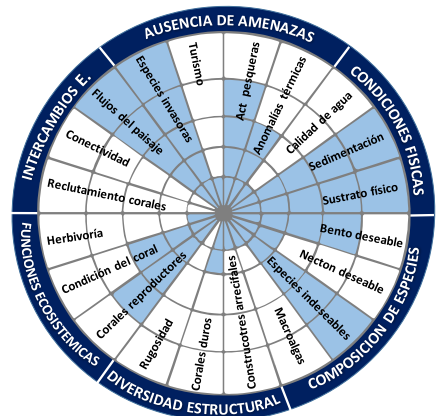
D6T6



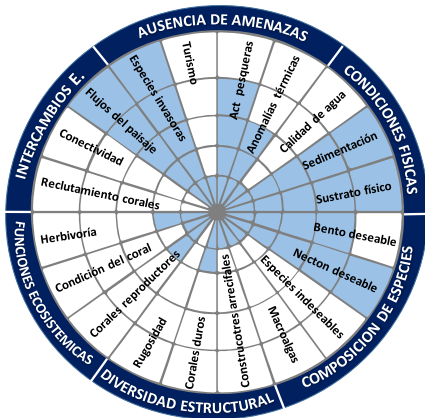
D6T7



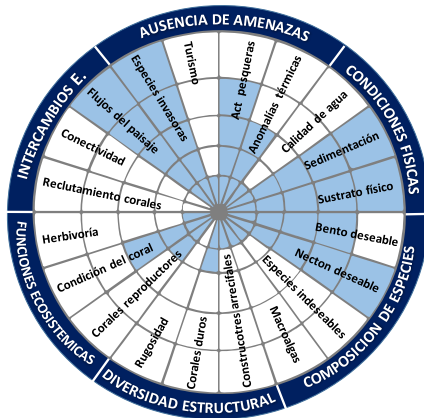
D6T8



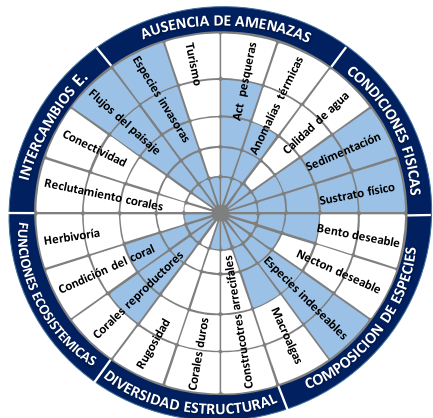
D7T1



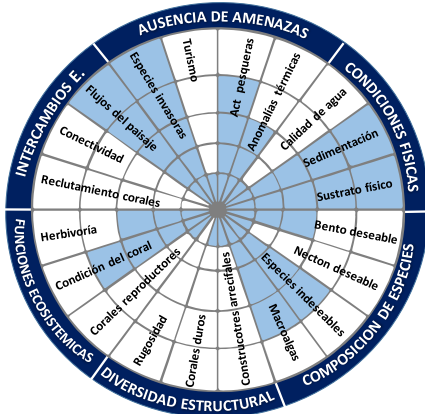
D7T2



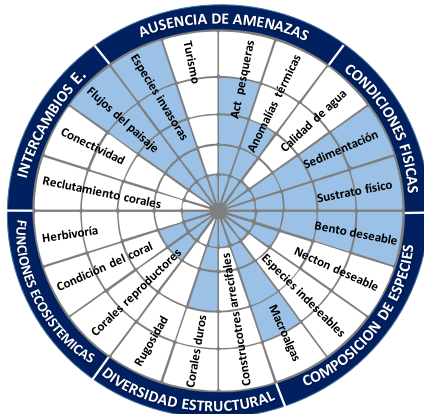
D7T3



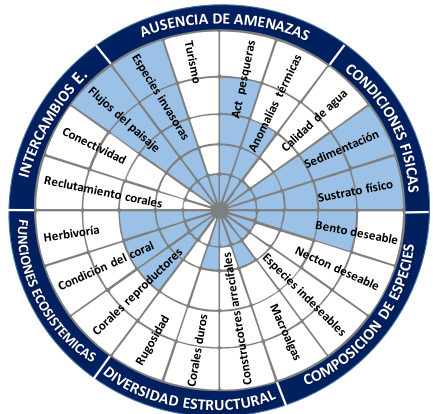
D7T4



D7T5



D7T6



D7T7