



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA CIVIL – HIDRÁULICA

**METODOLOGÍA PARA EL MANEJO SUSTENTABLE DE COSTA EN
QUINTANA ROO INTEGRANDO SERVICIOS ECOSISTÉMICOS**

TESIS QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTORA EN INGENIERÍA

PRESENTA:

M.C. IZCHEL ROMANA GÓMEZ HERNÁNDEZ

TUTOR PRINCIPAL

DR. RODOLFO SILVA CASARÍN - INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM

COMITÉ TUTOR

DRA. BRIGITTA INE VAN TUSSENBROEK - INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM

DR. EDGAR GERARDO MENDOZA BALDWIN - INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

DRA. LILIA REYES CHÁVEZ - FACULTAD DE INGENIERÍA, UNAM

DRA. VALERIA CHÁVEZ CERÓN - INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, MARZO 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas

Tesis Digitales

Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	Dra. Reyes Chávez Lilia
Secretario:	Dr. Mendoza Baldwin Edgar Gerardo
1er. Vocal	Dr. Silva Casarín Rodolfo
2do. Vocal:	Dra. Chávez Cerón Valeria
3er. Vocal:	Dra. Van Tussenbroek Brigitta Ine

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO

TUTOR DE TESIS:

Dr. Rodolfo Silva Casarín



FIRMA

(Segunda hoja)

Le dedico esta tesis a mis padres y a mi hermana por el gran apoyo y amor infinito que siempre me han dado.

Agradecimientos

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México por ser mi alma mater a lo largo mi formación académica, al Instituto de Ingeniería y al Laboratorio de Costas y Puertos por brindarme hogar en sus instalaciones y al Posgrado de Ingeniería por darme un lugar para desarrollar mi investigación. De la misma manera, agradezco a la MenC Estefania Lezama Barquet por su ayuda para la clasificación de la costa y al Dr. Giorgio Anfuso Melfi por tutela durante mi estancia en la Universidad de Cádiz y su apoyo en este trabajo. Agradezco a mis sinodales la Dra. Brigitta Ine van Tussenbroek, el Dr. Edgar Gerardo Mendoza Baldwin, la Dra. Lilia Reyes Chávez y la Dra. Valeria Chávez Cerón por sus comentarios y correcciones para mejorar este trabajo. Un agradamimiento especial al Dr. Rodolfo Silva Casarín por su tiempo, su paciencia, su apoyo y la gran motivación que me inspiró a lo largo de todo el doctorado.

Por último, agradezco al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y al Centro Mexicano de Innovación en Energía del Océano (CEMIE – Océano) por el apoyo económico que me brindaron para realizar este trabajo.

Índice General

RESUMEN	1
Manejo de Zona Costera y Alcances de la tesis	3
1. MARCO TEÓRICO	3
1.1. Evolución del Manejo Integral de Zona Costera	3
1.2. Definición de Manejo Integral de Zona Costera	6
1.3. Objetivos y Principios generales de los programas de MIZC	7
1.4. Enfoques del manejo de costa	9
1.4.1. Enfoque Ecosistémico	9
1.4.2. Etapas del Enfoque Ecosistémico	10
2. Alcances de la tesis, Justificación y Objetivos	11
Perturbaciones de los ecosistemas del Caribe Mexicano, sus causas y consecuencias....	12
1. INTRODUCCIÓN	12
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
2.1. Criterios de inclusión y exclusión	14
2.2. Evaluación de la calidad y extracción de datos	15
2.3. Características de los estudios seleccionados.....	15
3. RESULTADOS	16
3.1. Características generales del sitio de estudio	16
3.2. Perturbaciones en el Caribe Mexicano	18
3.3. Principales causas y consecuencias de las perturbaciones	21
3.3.1. Selva tropical	21
3.3.2. Cenotes y sistema subterráneo de cuevas.....	24
3.3.3. Manglares.....	25
3.3.4. Dunas y playas.....	25
3.3.5. Masas de agua marinas	27
3.3.6. Praderas marinas.....	27
3.3.7. Arrecifes de coral	30
4. DISCUSIÓN	31
5. CONCLUSIONES	34
Caracterización, Vulnerabilidad e Índice de Riesgo del Caribe Mexicano	35
1. INTRODUCCIÓN	35
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	39

2.1. Digitalización de la línea de costa	39
2.2. Caracterización de la costa.....	41
2.3. Índice de riesgo por huracanes	43
2.3.1. Probabilidad de ocurrencia de huracanes.....	43
2.3.2. Densidad poblacional.....	44
2.3.2.1. Densidad poblacional de residentes	46
2.3.2.1. Densidad poblacional flotante por turistas.....	46
2.3.3. Vulnerabilidad	50
2.3.3.1 Tipo de playa	50
2.3.3.2 Barrera arrecifal y vegetación costera	51
3. RESULTADOS	52
3.1. Caracterización de la línea de costa	52
3.2. Índice de riesgo por huracanes	57
4. DISCUSIÓN.....	59
5. CONCLUSIÓN	62
Consideraciones finales	63
Referencias.....	68
Material Suplementario	85
Anexo 1: Publicación.....	89

Índice de Figuras

Figura 1.1. Mapa de palabras clave relacionadas al manejo de zona costera.....	5
Figura 1.2. Etapas del ciclo del EsA.	10
Figura 2.1. Metáfora paisajística de un sistema biestable.....	13
Figura 2.2. Flujo de información a través de las distintas fases del marco PRISMA.....	16
Figura 2.3. Uso y cobertura del suelo en la región del Caribe Mexicano.	17
Figura 2.4. (a) Número de informes de perturbaciones por año; (b) número de informes por tipo de perturbación y ecosistema	19
Figura 2.5. Número de reportes por ecosistema.....	19
Figura 2.6. Perturbaciones reportadas en ecosistemas representativos del Caribe Mexicano	22
Figura 3.1. Hidrodinámica cercana a la playa en ecosistemas saludables (A) y ecosistemas degradados (B)	38
Figura 3.2. Hidrodinámica modelada en un perfil con vegetación en condiciones de tormenta (izq.) y cambio de la energía de oleaje a través de un transecto con vegetación (der.)	38
Figura 3.3. Años de las imágenes satelitales utilizadas en cada sección de la línea de costa	40
Figura 3.4. Porcentaje de línea de costa digitalizado A. Años de las imágenes satelitales; B. Fuente de las imágenes satelitales.....	41
Figura 3.5. A. Buffers de valoración para atributos costeros. B. Detalle de los transectos a cada 10 m.....	42
Figura 3.6. Trayectorias de huracanes que han impactado la costa del Caribe Mexicano con fuerza de categoría 3, 4 o 5 entre 1903 y 2022	44
Figura 3.7. Probabilidad de grandes huracanes (categoría 3-5) en el Atlántico Norte entre 1944 y 1999. Detalle. Probabilidad de huracanes en el Caribe Mexicano.	44
Figura 3.8. Estado de conservación a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de los estados presentes en la línea de costa	53
Figura 3.9. Uso de suelo a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de cada uso de suelo en la línea de costa	53
Figura 3.10. Formas de vida vegetal presentes a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de costa que ocupa cada forma de vida	54
Figura 3.11. Distribución de la presencia de pastos marinos a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de costa con presencia y ausencia de pastos marinos	55
Figura 3.12. Tipos de playa presentes a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de costa que ocupa cada tipo de playa	56
Figura 3.13. Distribución de la presencia de barrera arrecifal a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de costa con presencia y ausencia de barrera arrecifal.....	56
Figura 3.14. Factores de riesgo a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano empleados en el cálculo del riesgo por huracanes; A. Probabilidad de huracanes categoría 3 a 5 en la época de ciclones (junio a noviembre); B. Densidad de población en riesgo; C. Vulnerabilidad de la costa...	57
Figura 3.15. Porcentaje de las diferentes categorías de riesgo por huracanes del Caribe Mexicano	58
Figura 3.16. Niveles de riesgo por huracanes a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano .	59
Figura 4.1. Instrumentos planeación y regulación que rigen la gestión de costas y mares en México	64

Índice de tablas

Tabla 1.1. Principales directrices a nivel mundial relacionadas con el manejo de costas.....	4
Tabla 1.2. Dimensiones de integración en el MIZC	6
Tabla 1.3. Principios del MIZC.....	7
Tabla 1.4. Actividades necesarias en cada etapa del enfoque ecosistémico	10
Tabla 2.1. Perturbaciones reportadas para el Caribe Mexicano (Quintana Roo).....	20
Tabla 3.1. Conceptos relacionados a la evaluación de riesgo y sus definiciones..	36
Tabla 3.2. Criterios utilizados para la caracterización de la línea de costa del Caribe Mexicano.....	41
Tabla 3.3. Grado de riesgo por huracanes para los valores resultantes del índice	43
Tabla 3.4. Variables y formulas utilizadas para el cálculo de la población residente y los turistas en el área de estudio.....	48
Tabla 3.5. Categoría de valores en riesgo según la densidad población.	50
Tabla 3.6. Geomorfología de playas y vulnerabilidad.....	50
Tabla 3.7. Coeficiente de fricción del arrecife de coral y coeficiente de arrastre de vegetación en condiciones de tormenta	51

Glosario de acrónimos

CBCRM – Manejo de Recursos Basado en la Comunidad (por sus siglas en inglés)

CBD – Convención de Biodiversidad Biológica (por sus siglas en inglés)

CICAP – Planificación Intersectorial Integral de la Zona Costera (por sus siglas en inglés)

COI – Comisión Oceanográfica Internacional (por sus siglas en inglés)

COP 21 – 21ª Conferencia de las partes, Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

EBM – Manejo Basado en Ecosistemas (por sus siglas en inglés)

EC DG ENV – Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea (por sus siglas en inglés)

EsA – Enfoque basado en Ecosistemas (por sus siglas en inglés)

FAO – Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (por sus siglas en inglés)

ICARM – Manejo Integral de Área Costera y de la Cuenta de Río (por sus siglas en inglés)

ICM – Manejo Integral de Costa (por sus siglas en inglés)

ICMZ – Manejo Integral de Zona Costera (por sus siglas en inglés)

IMCAM – Manejo Integral de Áreas Costeras y Marinas (por sus siglas en inglés)

INEGI – Instituto de Geografía de México

IPCC – Panel Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático (por sus siglas en inglés)

MAB – Programa sobre el Hombre y la Biosfera (por sus siglas en inglés)

MBE – Manejo Basado en Ecosistemas

MIZC – Manejo Integral de Zona Costera

MSP – Planificación Espacial Marina (por sus siglas en inglés)

OECD – Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (por sus siglas en inglés)

OCP – Compuestos Organoclorados Persistentes (por sus siglas en inglés)

PNUMA – Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

PRISMA – Elementos de informes preferidos para revisiones sistemáticas y metaanálisis (por sus siglas en inglés)

RÍO +21 – Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible realizada en Río de Janeiro en junio de 2012

UICN – Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (por sus siglas en inglés)

UNEP – Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (por sus siglas en inglés)

UNESCO – Programa de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (por sus siglas en inglés)

WSSD – Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible (por sus siglas en inglés)

Abreviaciones de variables

Área de la manzana (**Am**)

Área promedio por hotel sobre línea de costa (**Ah_x**)

Área ocupada por alquileres vacacionales (**tAa_x**)

Distancia de costa ocupada por alquileres vacacionales (**La**)

Distancia de costa ocupada por hoteles (**Lh**)

Densidad poblacional por manzana (**Dp**)

Densidad poblacional por turismo en alquileres vacacionales (**Da_x**)

Densidad poblacional por turismo en hoteles (**Dh_x**)

Densidad poblacional promedio del municipio (**$\overline{Dp}$**)

Exposición o Valores en riesgo (**E**)

Máxima protección provista por los ecosistemas (**Pa_{max}**)

Máxima vulnerabilidad presente con respecto a la geomorfología (**Vg_{max}**)

Peligro (**H**)

Población total de la manzana (**Pm**)

Población total en el destino turístico (**tPa_x**)

Porcentaje de densidad de ocupación (**Do_x**)

Porcentaje de ocupación hotelera (**Po_x**)

Promedio de turistas hospedados por hotel por día (**Th_x**)

Protección provista por los ecosistemas presente en el sitio de interés (**Pa_x**)

Riesgo (**R**)

Total de cuartos (**C_x**)

Total de hoteles (**H_x**)

Total de alquileres vacacionales en el destino turístico (**ta_x**)

Vulnerabilidad (**V**)

Vulnerabilidad por la geomorfología del tipo de playa (**Vg**)

Vulnerabilidad por la ausencia de vegetación y de barrera arrecifal (**Vb**)

Vulnerabilidad por la geomorfología propia del sitio de interés (**Vg_x**)

Vulnerabilidad por ausencia de protección de los ecosistemas (**Vb**)

Vulnerabilidad total (**Vt**)

RESUMEN

La explotación de los recursos naturales para la producción de bienes y servicios ha ocasionado el deterioro del ambiente y la pérdida de servicios ecosistémicos en todo el mundo. La merma de la calidad ambiental y la pérdida de vida silvestre impactan directamente en el bienestar de las personas, por lo que un adecuado plan de manejo del paisaje es vital para la sostenibilidad de los ecosistemas y los centros urbanos.

El manejo del paisaje es un proceso dinámico, multidisciplinario e iterativo que implementa estrategias para aprovechar óptimamente los recursos de un sitio de interés a largo plazo. En la práctica, la gestión del paisaje representa un gran reto debido a la gran cantidad de actores que participan en las decisiones y los intereses particulares que están en juego. La dinámica de los ecosistemas, en donde interactúan los elementos abióticos y bióticos, cambia drástica y aceleradamente, lo que también representa un desafío para la implementación de planes de manejo de zona costera.

Dadas las condiciones de deterioro de los ecosistemas costeros y considerando la crisis climática global, el trabajo transdisciplinario es una de las pocas alternativas que se tienen para entender los procesos que ocurren en los socioecosistemas y cambiar las tendencias actuales. Por consiguiente, el trabajo transdisciplinario es sin duda un nicho de oportunidades. Así, por ejemplo, si la ingeniería tradicional respeta los elementos que le dan resistencia y resiliencia a los ecosistemas, los procesos desencadenados serán de menor impacto, y si por otro lado, los ecólogos aprovechan el conocimiento de los ingenieros, la restauración será más efectiva y económicamente viable.

Este trabajo tuvo como primer objetivo establecer una metodología asequible que proporcionara un amplio panorama de las condiciones del Caribe Mexicano. Para alcanzar dicho objetivo, se realizó una recopilación y revisión exhaustiva de diferentes fuentes de información, especialmente de publicaciones científicas indexadas. Así mismo, se hizo una caracterización de toda la costa del Caribe Mexicano utilizando atributos físicos, biológicos y antropogénicos. Un segundo objetivo consistió en determinar la vulnerabilidad, relacionada con los servicios ecosistémicos de regulación-protección, y el nivel de riesgo por huracanes a lo largo de la costa.

El primer capítulo de la tesis aborda la evolución del manejo de costa y sus principales enfoques. En el segundo capítulo se identifican las perturbaciones de los ecosistemas de la costa de Quintana Roo. Este capítulo se publicó para cubrir el requisito de titulación y se incluye en el anexo

2. En el tercero se caracteriza la costa tomando en cuenta parámetros físico, biológicos y antropogénicos, con estos datos se evalúa la vulnerabilidad a lo largo de la costa y se propone un índice de riesgo. En el cuarto se discute la importancia de las metodologías propuestas en el manejo integral de zona costera de Quintana Roo y se señalan las consideraciones finales del trabajo.

Esta tesis proporciona un amplio panorama de la dinámica del paisaje costero de Quintana Roo y de sus principales impulsores de cambio, así como de las áreas con mayor riesgo ante huracanes. Los resultados proveen información fundamental para establecer estrategias de manejo integral de zona costera sostenibles y adaptados a las condiciones particulares del sitio de estudio.

CAPÍTULO 1

Manejo de Zona Costera y Alcances de la tesis

1. MARCO TEÓRICO

1.1. Evolución del Manejo Integral de Zona Costera

Los antecedentes del manejo de zona costera se remontan a las tácticas que los campesinos utilizaban para solucionar problemas específicos, *e.g.* inundaciones o drenaje, en las zonas costeras [1]. Con el paso del tiempo y a medida que los asentamientos crecieron, se transfirió el control sobre estas zonas de los pobladores a las organizaciones gubernamentales [2]. El objetivo del manejo de costa hasta los años 60s estaba enfocado en las actividades sectoriales y en la utilización de los recursos costeros. Mientras que los programas de protección se formulaban después de que un recurso ya estaba dañado [2].

El Acta de Manejo de Zona Costera de Estados Unidos, promulgada en 1972, fue uno de los primeros instrumentos que incluyó políticas a nivel nacional para el manejo de la zona costera [3]. Pesé a los esfuerzos de agencias internacionales para integrar la visión de la conservación y protección de los recursos naturales, en la mayoría de los países, el manejo de las costas continuó con un enfoque sectorial durante los años 70s y 80s [2]. El daño evidente ocurrido en los ecosistemas en el siglo XX, provocado por el aumento de la población y el uso ineficiente de los recursos naturales, demostró la necesidad de adoptar un enfoque de manejo más integrado [2].

Una de las primeras definiciones reconocidas de manejo integral de zona costera (MIZC) se acordó en el “Charleston workshop” en 1989 en Estados Unidos [4]. En este evento se definió el MIZC como “Un proceso dinámico en el que se desarrolla e implementa una estrategia coordinada para la asignación de recursos naturales, socioculturales e institucionales para lograr la conservación y el uso múltiple sostenible de la zona costera”. En los años 90s, eventos como la Agenda 21, redactada a partir de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo celebrada en Río de Janeiro en 1992, impulsó el MIZC al legitimar el concepto de manejo integral de los océanos y las costas y al promover desarrollo sostenible [2,3].

En el transcurso del siglo XXI se han incrementado los estudios y las prácticas del MIZC alrededor del mundo. América del Norte y Europa son las zonas con mayor cantidad de proyectos de MIZC (sean a nivel transnacional, nacional, regional o local); no obstante, las demás regiones del

mundo están al menos una o dos décadas atrás en términos de número de proyectos implementados [5]. Varios esfuerzos internacionales se han llevado a cabo para aumentar la implementación del MIZC, los más importantes se presentan en la tabla 1.1 [6].

Tabla 1.1. Principales directrices a nivel mundial relacionadas con el manejo de costas. Modificado de [7,8].

Año	Organización	Conferencias y Directrices
1972	ONU	Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano, condujo al establecimiento del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, por sus siglas en inglés).
1987	ONU	Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo, emprendió el tema del desarrollo sostenible.
1992	ONU	Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Agenda 21, Cap. 17 (protección de los océanos y de los mares, incluidas las costas).
	OECD	Recomendaciones sobre el manejo integral de las zonas costeras.
1993	Banco Mundial	Pautas para el manejo integral de la zona costera.
	IUCN	Planificación intersectorial integral de áreas costeras (CICAP, por sus siglas en inglés); pautas y principios para el desarrollo del área costera.
1994	ONU	Conferencia Mundial sobre el Desarrollo Sostenible de los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo, estrategias de desarrollo para proteger los entornos frágiles.
1995	UNEP	Publicación: Directrices para el manejo integral de la zona costera y marina: con especial referencia a la cuenca mediterránea.
1996	UNEP	Publicación: Directrices para la planificación y el manejo integral de áreas costeras y marinas en la Región del Gran Caribe.
1998	FAO	Publicación: El manejo integral de zonas costeras, la agricultura, la silvicultura y la pesca.
	UNEP	Marco conceptual y directrices de planificación para el manejo integral de zonas costeras y cuencas fluviales.
1999	Comisión Europea	Hacia una estrategia europea para el manejo integral de las zonas costeras: principios generales y opciones políticas.
	Consejo Europeo	Código de conducta europeo para zonas costeras.
2000	UNEP	Cumbre del Milenio. Ocho objetivos de desarrollo. El No 7: Garantizar la sostenibilidad del medio ambiente
	CBD	Revisión de los instrumentos existentes relevantes para el manejo integral de áreas marinas y costeras y su implementación en el Convenio sobre la Diversidad Biológica.
2001	UNESCO	El Foro Mundial de los Océanos hizo hincapié en la necesidad de crear capacidad para el manejo integrado de las costas y los océanos.
2002	UNEP	Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible (WSSD por sus siglas en inglés). En su objetivo 17 de la Agenda 21, reconoció la importancia del manejo integral de los océanos y las costas.
2002 - 2006	Grupo Experto de MIZC	Conjunto de indicadores y datos para implementar las recomendaciones del MIZC.
2004	CBD	Enfoques de manejo integral de áreas marinas y costeras (IMCAM) para implementar el Convenio sobre la Diversidad Biológica.
2004 - 2006	Proyecto DEDUCE	Indicadores de desarrollado para ayudar a los países a escribir su estrategia nacional de MIZC.
2005	UNEP	Cumbre Mundial.
2006	COI & MAB	Taller Internacional sobre Planificación Espacial Marina (MSP por sus siglas en inglés).
2006 - 2010	EC DG ENV	Actualización sobre las estrategias nacionales de MIZC.

2010	UNEP	Cumbre de las Naciones Unidas sobre los Objetivos de Desarrollo del Milenio.
2012	UNEP	Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible (Río +20).
2015	UNEP	Cumbre de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático: 21ª Conferencia de las Partes (COP21).
2017	COI	Conferencia sobre los Océanos.
2018	UNEP	Informe Especial del IPCC. Pronóstico de calentamiento global de 1.5 °C. Repercusiones y estrategias de respuesta ante el cambio climático.
2019	UNEP	Cumbre de Acción Climática de la ONU, estrategias de respuesta ante el cambio climático.
2021	UNEP	Sexto Informe de Evaluación del IPCC (AR6). AR6 señala los impactos, la vulnerabilidad y las estrategias de adaptación para el cambio climático.

El MIZC es un tema de gran interés a nivel mundial en la actualidad debido a que una gran parte de la población viven o desarrolla actividades en la franja costera. A nivel mundial el 70% de la población se asienta en la zona costera y en México este porcentaje asciende al 15% de la población [9]. La importancia del MIZC a nivel mundial ha resultado en una gran cantidad de iniciativas y estudios relacionados al tema. En la figura 1.1 se presenta un mapa de coocurrencia de palabras clave, realizado con el *software* VOSviewer [10], en donde se muestran las palabras más recurrentes en los estudios de MIZC en la literatura científica. Estas palabras, también, representan los temas que más se estudian con relación el MIZC.

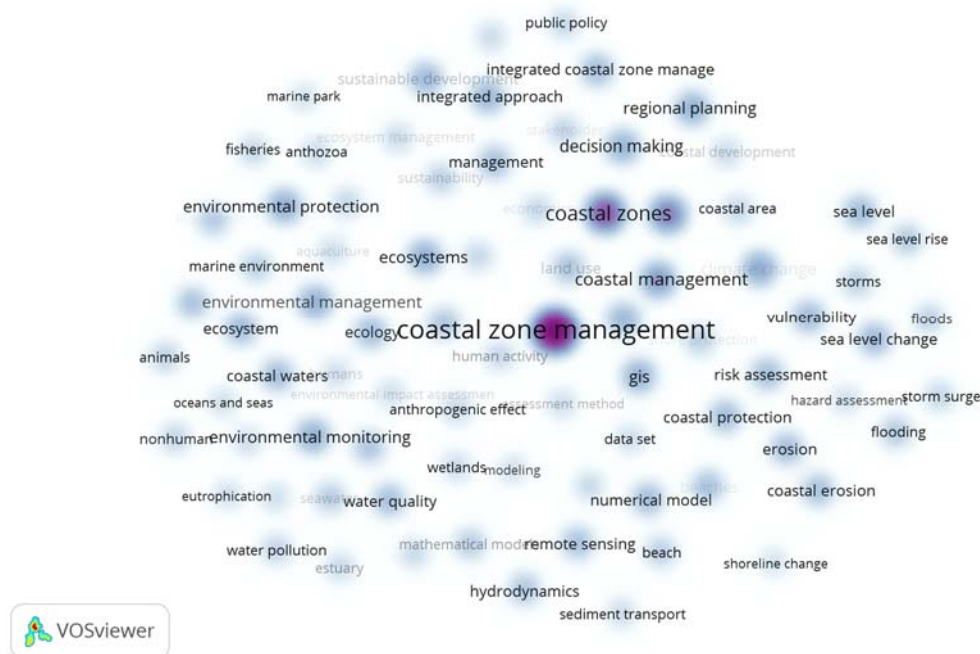


Figura 1.1. Mapa de palabras clave relacionadas al manejo de zona costera

1.2. Definición de Manejo Integral de Zona Costera

Desde el “Charleston workshop” han surgido numerosas definiciones de MIZC en las cuales se han integrado nuevos conceptos. El MIZC es un término genérico, ya que promueve el desarrollo sostenible y principios generales [11], y a la vez singular, debido a que abarca una diversidad de enfoques específicos [5]. Sorensen [12], Cicin-Sain y Knecht [6], Massoud *et al.* [5] y Ahlhorn [13] recopilan varias de estas definiciones en sus publicaciones. Una de las definiciones más completas es la proporcionada en 1999 por la Comisión Europea [11]:

“El MIZC es un proceso dinámico, continuo e iterativo diseñado para promover el manejo sostenible de las zonas costeras. El MIZC busca, a largo plazo, equilibrar los beneficios del desarrollo económico y los usos humanos de la zona costera, los beneficios de proteger, preservar y restaurar las zonas costeras, los beneficios de minimizar la pérdida de vidas y propiedades humanas, y los beneficios desde el acceso público y el disfrute de la zona costera, todo dentro de los límites establecidos por la dinámica natural y la capacidad de carga.”

La integración de objetivos y de los múltiples instrumentos necesarios para alcanzar estos objetivos son parte fundamental del MIZC [11]. Los programas de manejo, además, deben tener una visión holística y lograr el enfoque integral en diferentes dimensiones (Tabla 1.2; [5,14]).

Tabla 1.2. Dimensiones de integración en el MIZC [5,14].

Dimensión	Significado
Vertical	Integración de instituciones y niveles administrativos dentro del mismo sector.
Horizontal	Integración de varios sectores del mismo nivel administrativo.
Sistémica	Integración de las particularidades e interacciones institucionales y sectoriales.
Funcional	Las intervenciones de los organismos administrativos deben armonizarse con los objetivos y las estrategias de manejo de las zonas costeras.
Espacial	Integración de los componentes terrestre y marino de las zonas costeras.
Temporal	Coordinación de los planes y programas a corto, mediano y largo plazo.
Política	Las políticas, las estrategias y los planes de manejo de las zonas costeras que es preciso incorporar en políticas, estrategias y planes de desarrollo (inclusive nacionales) más amplios.
Multidisciplinaria	Integración de distintas disciplinas científicas. La investigación científica también debe integrarse con otras fuentes de información, incluido el conocimiento de las comunidades costeras y los usuarios.
Planificación	Los planes de distinto alcance espacial no deben incorporar objetivos, estrategias o propuestas de planificación antagónicas.

Internacional	Las políticas, las estrategias y los planes del manejo de las zonas costeras se deben de coordinar entre diferentes naciones cuando las actividades de un país influyen en las de otros.
----------------------	--

1.3. Objetivos y Principios generales de los programas de MIZC

La misión principal de un programa de MIZC es la perpetua conservación del entorno natural, a partir del uso sostenible de los recursos naturales, y la coordinación de las iniciativas de los diversos sectores económicos costeros con resultados socioeconómicos óptimos a largo plazo [15]. Los objetivos generales del MIZC deben buscar [14,16]:

1. Preservar y proteger la productividad y la diversidad biológica de los ecosistemas costeros, principalmente a través de la prevención de la destrucción del hábitat, la contaminación y la sobreexplotación de recursos naturales.
2. Promover el desarrollo racional y la utilización sostenible de los recursos costeros.
3. Respetar los procesos dinámicos naturales fomentando los procesos provechosos y evitando las intervenciones perjudiciales.
4. Reducir los riesgos para los recursos vulnerables.
5. Fomentar las actividades complementarias en vez de competitivas.
6. Velar por que los objetivos ambientales y económicos se alcancen con un costo aceptable para la sociedad.
7. Proteger los usos y derechos tradicionales y el acceso equitativo a los recursos.
8. Resolver los problemas y conflictos sectoriales.
9. Fortalecer el manejo sectorial, por ejemplo, a través de capacitación, legislación y dotación de personal.

Para cumplir los objetivos del MIZC se han establecido varios principios fundamentales (*e.g.*; [7,11,15–22]). Los principios establecen puntos prioritarios en el MIZC, no obstante, estos son flexibles dependiendo de la realidad de cada sitio. En la tabla 1.3 se enlistan varios principios en su mayoría propuestos por Clark [15], en un trabajo realizado para la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) enfocado a países tropicales. En esta tabla también se incorporan principios propuestos por la Comisión Europea [11], la Autoridad de Conservación de Nueva Zelanda [22] y la Sociedad Australiana de Costas [21], los cuales son actualmente relevantes en la planeación de estrategias de MIZC.

Tabla 1.3. Principios del MIZC.

Principio 1	La zona costera es un sistema de recursos único que requiere enfoques especiales de manejo y planificación [15].
Principio 2	Es esencial que los usos de la tierra, el mar y el aire se planifiquen y administren en combinación [15,22].

Principio 3	El MIZC debe tener una perspectiva amplia (temática y geográfica) que considere la interdependencia y la disparidad de los sistemas naturales y actividades humanas con impacto en las zonas costeras [11].
Principio 4	Los límites del manejo de costa deben estar basados en problemas y ser adaptativos [15].
Principio 5	La conservación para el uso sostenible es un objetivo principal del manejo de los recursos costeros [15].
Principio 6	Un énfasis principal del manejo de los recursos costeros es conservar los recursos de propiedad común [15].
Principio 7	Las perspectivas del MIZC deben ser a largo plazo y considerar las necesidades de las generaciones presentes y futuras [11].
Principio 8	El MIZC debe tener un enfoque de desarrollo sincrónico con la naturaleza y respetar la capacidad de carga de los ecosistemas, lo que hará que las actividades humanas sean más respetuosas con el medio ambiente, socialmente responsables y económicamente sólidas a largo plazo [11,15].
Principio 9	La prevención de daños por peligros naturales y la conservación de los recursos naturales deben combinarse en los programas de MIZC [15].
Principio 10	Donde se están utilizando recursos finitos, e.g. extracción minera, las acciones deben de llevarse a cabo de manera que se mitiguen los impactos adversos en el medio marino y de acuerdo con el principio de quien contamina paga [22].
Principio 11	Se requiere llevar a cabo acciones para reducir los impactos del cambio climático en los ambientes marinos y costeros [21].
Principio 12	Se deben tomar todas las medidas para salvaguardar el medio marino costero de especies exóticas invasoras [22].
Principio 13	Se debe de buscar el equilibrio entre los intereses de aquellos que obtienen beneficios de la costa o los mares (ya sean económicos, sociales, ambientales o espirituales) y las necesidades del medio natural [21].
Principio 14	Todos los niveles de gobierno dentro de un país deben participar en el manejo y planificación costera [15].
Principio 15	En los programas de manejo de costa deben utilizarse múltiples formas de evaluación de beneficios económicos y sociales y de participación pública [15].
Principio 16	El manejo para usos múltiples es apropiado para la mayoría de los sistemas de recursos costeros [15].
Principio 17	La participación de múltiples sectores es esencial para el uso sostenible de los recursos costeros [15].
Principio 18	La planificación espacial debe de tomar en cuenta a todas las partes interesadas, para ayudar a construir el entendimiento y la colaboración entre los diferentes sectores [21].
Principio 19	La creación de redes transparentes y las oportunidades de colaboración son fundamentales para la transferencia de conocimientos y el desarrollo de las comunidades [21].
Principio 20	Es necesario fomentar el liderazgo, construir una cultura de respeto y administrar adecuadamente los valores marinos y costeros, así como, empoderar a las comunidades para que participen activamente en la toma de decisiones [21].
Principio 21	Se debe respetar el manejo tradicional de los recursos [15].
Principio 22	El manejo de los recursos marinos y costeros será informado y evaluado por la ciencia y se debe de asegurar que se incorpore la nueva información en la toma de decisiones [21].
Principio 23	Cualquier asignación de derechos para usar los recursos costeros se basará en una ciencia sólida y evidencia apropiada [22].
Principio 24	Cuando no hay información suficiente, se aplicará el principio de precaución [22].

1.4. Enfoques del manejo de costa

El manejo de la zona costera es una tarea compleja debido a los diferentes procesos y factores (ecológicos, económicos, sociales y políticos) que entran en juego y a la gran dinámica de las relaciones entre estos factores. A nivel mundial han surgido diferentes tendencias de manejo, tales como [7,23–26]: el manejo integral de costas (ICM por Integrated Coastal Management), el manejo integral de zonas costeras (MIZC o ICZM por Integrated Coastal Zone Management), el manejo integral de áreas costeras y marinas (IMCAM por Integrated Coastal and Marine Area Management), el manejo integral de la área costera y de la cuenca de río (ICARM por Integrated Coastal Area and River Basin Management), el manejo integral de cuencas, el manejo basado en ecosistemas (MBE o EBM por Ecosystem-Based Management), el enfoque de ecosistemas (EsA por Ecosystem Approach), el manejo de recursos costeros basado en la comunidad (CBCRM por Community Based Coastal Resource Management), el manejo de océano-costa, el manejo adaptativo de costa y la planificación espacial marina (MSP por Marine Spatial Planning). A pesar de que cada enfoque asume perspectivas diferentes sobre cómo enfrentar los desafíos que se presentan en el manejo de zona costera, todos convergen en la idea del desarrollo sostenible con un enfoque integral.

El MIZC y el EsA han derivado en gran medida de las mismas fuentes, de manera que, ambos enfoques tienen orígenes similares [7]. El EsA pone en perspectiva la importancia de los ecosistemas en el bienestar de las poblaciones, complementando la visión holística del MIZC dentro de un marco de investigación, administrativo y político más amplio [7]. Tal como en este trabajo, la visión del manejo integral de zona costera es mediante el enfoque de ecosistemas.

1.4.1. Enfoque Ecosistémico

En el EsA se enfatiza que en los sistemas reales los humanos están dentro de la naturaleza en lugar de estar separados de ella [27]. La integración de los aspectos sociales, ambientales y económicos, así como, las interdependencias de uso múltiple representan un reto en el manejo de áreas debido a la complejidad de las relaciones naturaleza-sociedad [6,23]. El EsA se basa en las interrelaciones del ecosistema para proponer las estrategias de manejo [23].

La secretaría del Convenio para la Diversidad Biológica (2000) señala que el EsA [7]: “... sitúa las necesidades humanas en el centro de la gestión de la biodiversidad. Su objetivo es gestionar el ecosistema, en función de las múltiples funciones que realizan los ecosistemas y los múltiples usos que se hacen de estas funciones. El enfoque por ecosistemas no apunta a ganancias económicas a corto plazo, sino a la optimización del uso de un ecosistema sin dañarlo”.

1.4.2. Etapas del Enfoque Ecosistémico

Existen diferentes modelos sobre las etapas de manejo de costas (e.g. [4,7,15,16,28,29]). No obstante, ningún modelo es de carácter prescriptivo ya que en la práctica las características particulares de cada sitio son las que determinan el flujo de los programas. El modelo del PNUMA [30] para el manejo integral con enfoque ecosistémico asume 3 etapas fundamentales: 1. Fase de concepción; 2. Fase de planificación; 3. Fase de ejecución. Cada ciclo de manejo, con sus 3 etapas, es iterativo (Fig. 1.2). La efectividad de un programa puede requerir varios ciclos, por lo que es imprescindible dar continuidad al programa durante el tiempo requerido [17].

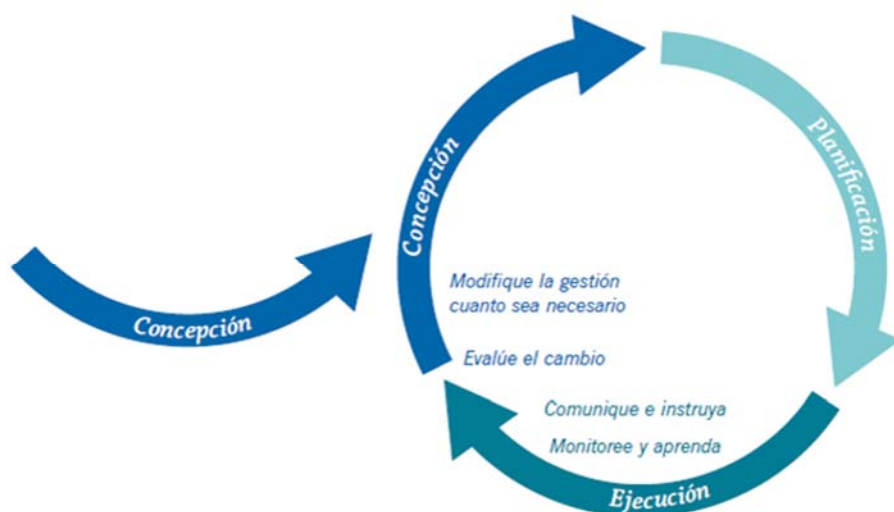


Figura 1.2. Etapas del ciclo del EsA. Tomado de [30]

En cada etapa de la EsA se realizan actividades diferentes. En la fase conceptual se sientan las bases del manejo, desde la definición del área geográfica y los temas fundamentales hasta la elaboración de objetivos globales [30]. En la fase de planificación se busca establecer el plan de manejo. En esta fase se identifican a los actores interesados y los vínculos entre el uso y las condiciones del sistema, además, se definen los límites sostenibles de uso y las prioridades de los planes de manejo [30]. En la fase de ejecución se aplica el programa de manejo, con el paso del tiempo este se evalúa y se modifica con el objetivo de mantener su eficacia y sostenibilidad a largo plazo. La financiación de los costos de vigilancia, monitoreo y educación son actividades importantes en esta fase [30]. En la tabla 1.4 se resume las actividades que se requiere implementar en cada una de las etapas.

Tabla 1.4. Actividades necesarias en cada etapa del enfoque ecosistémico [30].

Etapa	Actividad
-------	-----------

<i>Etapa 1: Fase Conceptual</i>	Determinar el área geográfica de intervención y los problemas principales. Elaborar una comprensión común del ecosistema a partir del conocimiento conjunto de diferentes sectores de la población y gobierno. Hacer un inventario de las prácticas de manejo existentes. Generar interés, ampliar la participación, y configurar las condiciones para aglutinar a los sectores. Establecer objetivos generales.
<i>Etapa 2: Fase de Planificación</i>	Evaluar el ecosistema. Evaluar las opciones de gobernanza y crear marcos jurídicos para apoyar el manejo multisectorial. Dar un orden de prioridad a las amenazas, evaluar las opciones de manejo, y analizar las ventajas comparativas. Escoger las medidas de manejo. Definir índices para evaluar el desempeño de los objetivos.
<i>Etapa 3: Fase de Ejecución</i>	Aplicar el manejo, monitorear, evaluar y adaptar los programas. Comunicar e instruir constantemente. Asegurar una financiación sostenible.

Estas actividades deben evaluarse mediante indicadores de rendimiento con el propósito de brindar transparencia y de evaluar objetivamente los programas de manejo [3,5]. Además, los indicadores hacen comparable diferentes tipos de información y proporcionan una visión simplificada de los fenómenos complejos [3].

2. ALCANCES DE LA TESIS, JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Las zonas costeras representan un gran reto para la planeación e implementación de estrategias de manejo integral. En estas zonas se desarrolla una gran cantidad de actividades y también son objeto de muchas perturbaciones. El Caribe Mexicano no es la excepción, el turismo y el desarrollo urbano generan grandes cambios en la configuración del espacio. Los planes de manejo actuales y las estrategias de recuperación que se han tomado después de los desastres naturales, como huracanes, no han podido dar solución a la problemática del sitio ni mucho menos establecer un plan de desarrollo sostenible a largo plazo. Este trabajo tuvo como objetivo determinar las características del Caribe Mexicano, las perturbaciones que se presentan en esta región y su efecto en la dinámica de los socioecosistemas. Además de, evaluar la vulnerabilidad y el riesgo de la población por huracanes a lo largo de la línea de costa. Los objetivos particulares se desarrollan con mayor detalle en los capítulos 2 y 3. Se espera que los resultados aporten una buena base para la etapa conceptual y de planificación del MIZC con EsA del Caribe Mexicano y sirvan de ejemplo para otras zonas costeras.

CAPÍTULO 2

Perturbaciones de los ecosistemas del Caribe Mexicano, sus causas y consecuencias

1. INTRODUCCIÓN

La degradación del medio ambiente es un problema de alcance mundial con consecuencias socioeconómicas y biofísicas potencialmente irreversibles [31]. En la actualidad, uno de los principales motores de la degradación de los ecosistemas son las perturbaciones antropogénicas [32]. Debido a la creciente bibliografía sobre las perturbaciones, abundan distintas definiciones del término [33]. Battisti *et al.* [34] ofrecieron una amplia discusión sobre el tema de las perturbaciones, no obstante, la definición de White y Pickett [35] sigue siendo ampliamente aceptada en la actualidad [32,36,37]. Estos autores consideran la perturbación como cualquier evento discreto en el tiempo y en el espacio que altera la estructura de un ecosistema, una comunidad o una población y ejerce un cambio sobre los recursos, la disponibilidad de sustrato o el entorno físico.

Las perturbaciones pueden clasificarse de varias maneras en función de los criterios utilizados. La clasificación en perturbaciones naturales o antropogénicas depende de la naturaleza del agente desencadenante. Las perturbaciones naturales son eventos no inducidos por actividades humanas, mientras que las perturbaciones antropogénicas son aquellas causadas directa o indirectamente por acciones humanas [34]. Otro criterio para clasificar las perturbaciones es su localización relativa, las perturbaciones endógenas ocurren al interior del sistema estudiado y las exógenas son externas a este [34].

Las perturbaciones naturales son acontecimientos críticos que dan forma a los sistemas ecológicos como las selvas tropicales o los arrecifes de coral [38]. En la teoría del "estado del equilibrio" de los ecosistemas, las perturbaciones son los motores fundamentales de la heterogeneidad espacial y temporal de los sistemas (Fig. 2.1) [32,39]. La organización y las funciones internas (definidas como integridad) de un ecosistema se ven alteradas tras una perturbación. Dependiendo de las características del ecosistema y de las perturbaciones que lo afecten, los ecosistemas pueden seguir distintas trayectorias para volver a un estado de equilibrio o balance [39]. Si se mantiene la integridad del ecosistema, el sistema volverá a un estado similar al que tenía antes de la perturbación; de lo contrario, se producirá un cambio de régimen que lo cambiará a un estado

diferente [40]. En las últimas décadas, las perturbaciones antropogénicas (*e.g.*, el cambio en el uso del suelo, la contaminación o la introducción de especies invasoras) y las perturbaciones relacionadas con el cambio climático, que también tienen su origen en impactos de actividades antropogénicas, han aumentado en frecuencia, tamaño e intensidad, impidiendo potencialmente la recuperación o las respuestas adaptativas por parte de las especies que forman parte del ecosistema afectado [35,36,41]. Cuando estas especies son incapaces de recuperarse o adaptarse a un nuevo entorno biofísico, su supervivencia se ve amenazada, poniendo en riesgo la estabilidad de las poblaciones y comunidades que forman el ecosistema afectado [34]. Una reducción de la complejidad del ecosistema (que está relacionada con la diversidad de los organismos que lo componen) puede modificar negativamente su resiliencia (o capacidad de reorganizarse mientras experimenta cambios [42]) frente a perturbaciones posteriores [43].

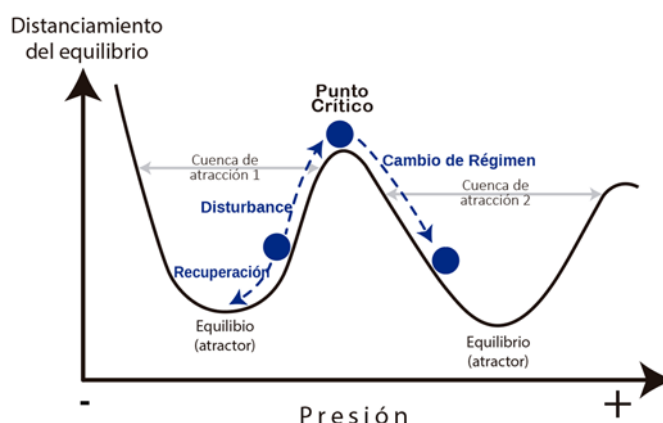


Figura 2.1. Metáfora paisajística de un sistema biestable. La presión es el resultado de múltiples perturbaciones (régimen de perturbación) y aumenta si una o más perturbaciones aumentan en frecuencia o intensidad. El círculo azul (bola) sigue los estados del sistema, que, en función del régimen de perturbación, puede moverse entre valles que denotan los distintos estados estables del sistema. En la metáfora, los efectos estabilizadores se asemejan a la gravedad, y la estabilidad es el resultado de la tendencia del sistema a moverse hacia un estado atractor, que se muestra en la parte inferior de cada valle. Adaptado de [39]

Los ecosistemas están expuestos a múltiples perturbaciones. El conjunto de perturbaciones que afectan a un sistema en una escala temporal y espacial concreta se denomina régimen de perturbación [44]. Múltiples perturbaciones pueden interactuar y provocar cambios inesperados en el estado de un ecosistema una vez superado un punto crítico (o de inflexión) (Fig. 2.1) [45]. Por tanto, las perturbaciones pueden modificar el estado natural o socioecológico de un sistema, lo que implica una posible reducción del capital natural del ecosistema en términos de sus productos y servicios [34,46]. Mejorar la comprensión de las causas y consecuencias de las perturbaciones es crucial para la planificación de estrategias que promuevan el bienestar humano y la salud de los ecosistemas,

proporcionando información importante tanto a los gestores de recursos como a los responsables políticos [32,36].

El objetivo de capítulo es presentar el conjunto de perturbaciones características que afectan la costa del Caribe Mexicano. El Caribe Mexicano abarca el estado de Quintana Roo. Esta zona forma parte de la región mesoamericana, una de las regiones con mayor biodiversidad del mundo [47] que incluye la "Selva Maya", el segundo macizo forestal tropical más grande de América [48]. El litoral y el mar del Caribe Mexicano forman parte de la región del Caribe, uno de los focos mundiales de vida marina (tanto en la zona cercana a la costa como en mar abierto) [49]. El Caribe es también una de las regiones que sufren más perturbaciones antropogénicas debido a la sobreexplotación, la destrucción del hábitat, la contaminación y el cambio climático [49], con el turismo de masas sumándose a las actividades de alto impacto en la región [50]. La gran diversidad cultural y biológica del Caribe Mexicano lo convierte en una zona de gran importancia desde el punto de vista del manejo del paisaje, y también en un interesante caso de estudio.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una revisión sistemática de la literatura para identificar eventos de perturbación en los ecosistemas clave del Caribe Mexicano. Se consultaron publicaciones de revistas científicas indexadas utilizando el marco PRISMA ("Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses") [51]. La búsqueda se realizó en las bases de datos Scopus y Web of Science. Dado que el Caribe Mexicano limita con todo el estado mexicano de Quintana Roo, se utilizaron las palabras "Quintana Roo" o "Mexican Caribbean" en los títulos, resúmenes y palabras clave de las publicaciones para el motor de búsqueda. Además, la búsqueda se limitó a trabajos publicados antes de 2021 y se realizó entre el 1 de abril de 2020 y el 31 de enero de 2021.

2.1. Criterios de inclusión y exclusión

Se incluyeron las publicaciones que cubrían acontecimientos que causaban alteraciones con el potencial de desestabilizar el estado del ecosistema, además de las que mencionaban específicamente perturbaciones del sitio de estudio. Se eliminaron las publicaciones repetidas, así como aquellas en las que el Caribe Mexicano o Quintana Roo se mencionaban simplemente como sede de una conferencia, convención, etc.

2.2. Evaluación de la calidad y extracción de datos

En la búsqueda de publicaciones útiles para este análisis, el primer criterio de revisión fue el título de la publicación, seguido del resumen y el cuerpo del texto. Para cada una de las perturbaciones encontradas en las publicaciones seleccionadas, se identificó el tipo de perturbación, el ecosistema implicado y el área en la que se presentaron. A partir de esta información, se evaluó: la cantidad de perturbaciones causadas por fenómenos naturales y/o por actividades humanas, la cantidad de perturbaciones en los diferentes ecosistemas, así como los municipios que sufrieron el mayor número de perturbaciones. Además, para proporcionar un contexto temporal de la perturbación, también se informó del año en que se produjo. Las perturbaciones se clasificaron como antropogénicas, naturales o cambio climático. A pesar de que se sabe que las actividades humanas son el principal motor del cambio climático, este tipo de perturbaciones se colocaron en una categoría aparte ya que en la mayoría de los documentos, las consecuencias de las perturbaciones se consideran predicciones futuras. Es esencial mencionar que las perturbaciones pueden ser causadas por múltiples agentes; sin embargo, rara vez se aborda este punto. En este análisis, los tipos de perturbación (es decir, natural, antropogénica o cambio climático) se contabilizaron de forma aislada. Los documentos revisados también utilizaron diferentes escalas espaciales (de local a regional). Debido a esto, las perturbaciones se categorizaron por municipio para mantener una escala espacial homogénea. En los estudios locales, las perturbaciones se contabilizaron dentro del municipio del área de estudio, mientras que, en los estudios regionales, las perturbaciones se categorizaron como pertenecientes a todos los municipios correspondientes. La Tabla S1 (en la sección de Material Suplementario) ofrece una síntesis de los datos recopilados. Por último, se identificaron los impactos de las perturbaciones en los principales ecosistemas de la región (bosque húmedo tropical, cenotes, sistemas de cuevas subterráneas, manglares, dunas, praderas de pastos marinos y arrecifes de coral), así como los agentes desencadenantes de dichas perturbaciones. En la sección de resultados "Principales causas y consecuencias de las perturbaciones", se han citado hasta tres referencias por perturbación; sin embargo, en la Tabla S1 se proporciona la lista completa de referencias por perturbación.

2.3. Características de los estudios seleccionados

Se recopiló un total de 1759 publicaciones. De estas, 413 registros se encontraron sólo en Scopus, 327 registros se encontraron sólo en Web of Science y 1019 registros se encontraron en ambas bases de datos. De los 1759 registros, se eliminaron 72 publicaciones por no cumplir con los

criterios de inclusión. De las 1687 publicaciones restantes, 124 cumplieron con todos los criterios de inclusión (Fig. 2.2).

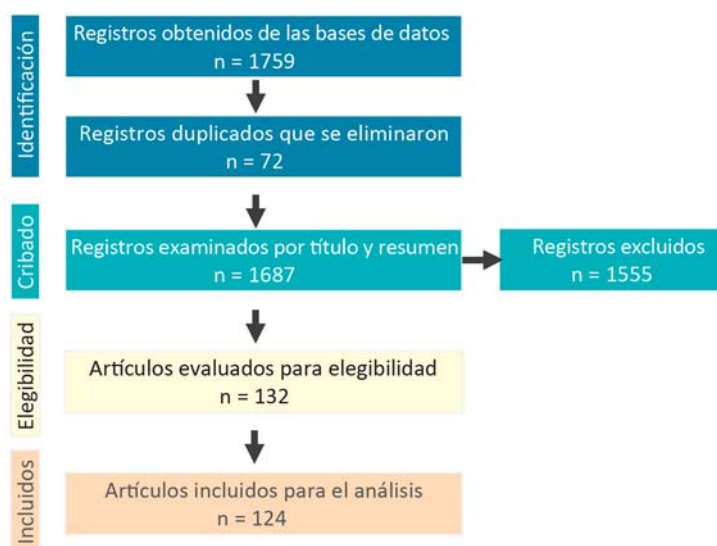


Figura 2.2. Flujo de información a través de las distintas fases del marco PRISMA

3. RESULTADOS

3.1. Características generales del sitio de estudio

El Caribe Mexicano se ubica en la costa oriental de la Península de Yucatán (Fig. 2.3). El clima es cálido, subhúmedo, con una temperatura media anual que oscila entre 23 °C y 28 °C y una precipitación media anual que oscila entre 700 mm y 1500 mm [52]. De febrero a abril suelen ser los meses más secos, y las mayores precipitaciones se producen entre mayo y octubre. De noviembre a febrero se presentan los "nortes", frentes fríos con fuertes vientos del norte [52].

La Península de Yucatán cuenta con un extenso acuífero subterráneo formado por la infiltración de agua de lluvia a través de la roca caliza porosa y fracturada [53]. La red de cuevas subterráneas inundadas de la Península de Yucatán se formó principalmente por las propiedades cársticas de la plataforma geológica y también se cree que fue moldeada por el impacto del meteorito Chicxulub hace 65 millones de años [54]. Esta red de cuevas inundadas es un sistema complejo formado por cavidades y conductos hidrológicos interconectados incrustados en el acuífero cárstico [54,55]. Se considera que el movimiento de las aguas subterráneas a través de los sistemas de cuevas es similar al de los "ríos subterráneos"[56]. Las velocidades del agua subterránea a través de las redes de cuevas inundadas bien integradas oscilan entre 0.5 y 2.5 km/día [56]. En la región no hay ríos de superficie, excepto por el río hondo, por lo que el agua acumulada en la cuenca se transporta

directamente a través del sistema de cuevas subterráneas. Son característicos de la región los cenotes, es decir, cuerpos de agua que conectan la superficie con el sistema de aguas subterráneas y que albergan varias especies endémicas [56,57]. El agua dulce de este sistema subterráneo conecta con el mar, donde se descarga a través de lo que se conoce localmente como ojos de agua [58].

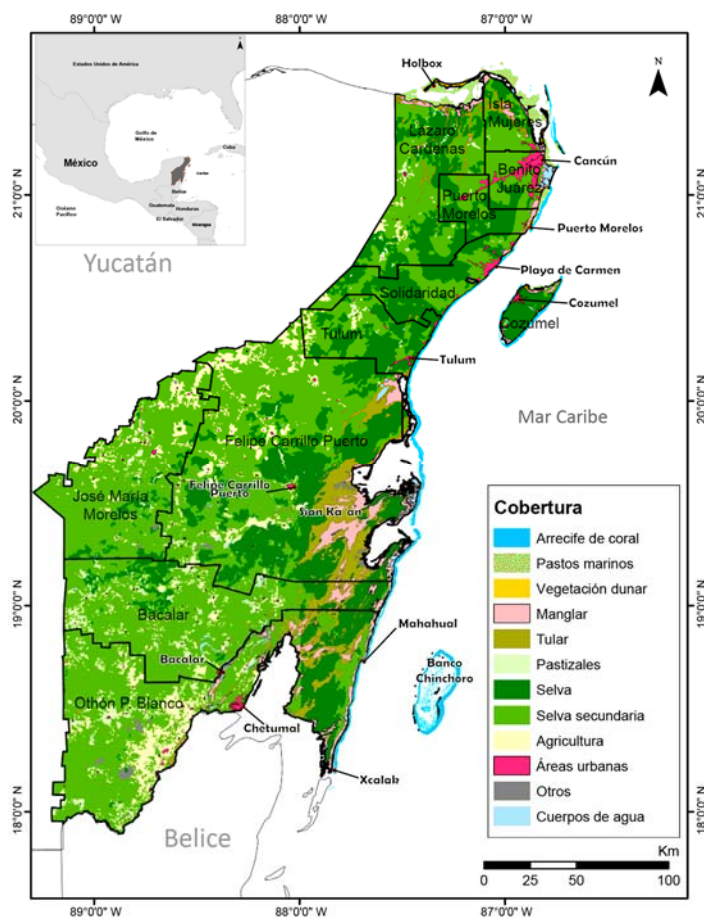


Figura 2.3. Uso y cobertura del suelo en la región del Caribe Mexicano. [58,59]. Se indica la división municipal y los principales poblados costeros. Datos de [59,60]

El arrecife coralino del Caribe Mexicano forma parte del Arrecife Mesoamericano (SAM), el segundo sistema arrecifal más grande del mundo. El sistema arrecifal está altamente integrado desde una perspectiva ecológica [61]. El SAM se extiende aproximadamente 1000 km, de norte a sur, a lo largo de la costa caribeña de México, Belice, Guatemala y Honduras. El litoral mexicano en la zona del Caribe tiene una longitud de 865 km y alberga 300 km de arrecifes de coral [62]. Las playas son principalmente arenosas, con un pequeño número de costas rocosas sin acantilados [52]. En la zona litoral se encuentran diversos hábitats, como manglares, dunas, lagunas costeras y de arrecife,

praderas marinas y arrecifes de coral. La energía y la materia fluyen constantemente dentro y entre estos ecosistemas costeros, por lo que la función y la salud de estos ecosistemas están estrechamente vinculada a los procesos biofísicos que ocurren en cada uno de los ecosistemas [63].

En las últimas cinco décadas, la costa del Caribe Mexicano ha sido escenario de un desarrollo económico casi continuo. La principal actividad económica de la zona es el turismo, que representa más del 70% del PIB del estado de Quintana Roo [50,64]. A lo largo de las décadas de 1980 y 1990, ciudad de Cancún, al norte del estado, fue la primera localidad de esta región en desarrollarse como centro turístico, albergando en la actualidad una enorme infraestructura hotelera. Posteriormente, el desarrollo se extendió a lo largo de la costa hasta Playa del Carmen, y hacia Isla Mujeres y Cozumel. El turismo depende de servicios como agua potable, vías de comunicación y energía, lo que a su vez da lugar a la migración interna y desencadena un rápido crecimiento urbano [65].

3.2. Perturbaciones en el Caribe Mexicano

A partir del análisis de la literatura, se identificaron 56 perturbaciones en los diferentes ecosistemas, reportadas en 210 documentos. Los reportes de perturbaciones en la literatura han aumentado año con año, comenzando con 3 reportes en 1991 y llegando a 20 reportes en 2020 (Fig. 2.4a). La actividad humana (*e.g.*, el crecimiento urbano, el turismo o la agricultura) causó el 67.1% de las perturbaciones, el 12.9% de las perturbaciones se asociaron al cambio climático (*e.g.*, el aumento del nivel del mar, la acidificación y el aumento de las temperaturas), mientras que el 20% restante se debió a fenómenos naturales a gran escala (*e.g.*, huracanes; Fig. 2.4b). La proporción de cada tipo de perturbación reportada varió dependiendo de la ubicación (Fig. 2.5). El municipio de José María Morelos fue el que menos reportes tuvo (19 disturbios), mientras que Tulum fue el que más reportó (88 disturbios). La Tabla 2.1 muestra las principales perturbaciones reportadas en el Caribe Mexicano por ecosistema y evento de perturbación, así como el tipo/fuente de la perturbación con base en las siguientes categorías: antropogénicas, naturales y cambio climático.

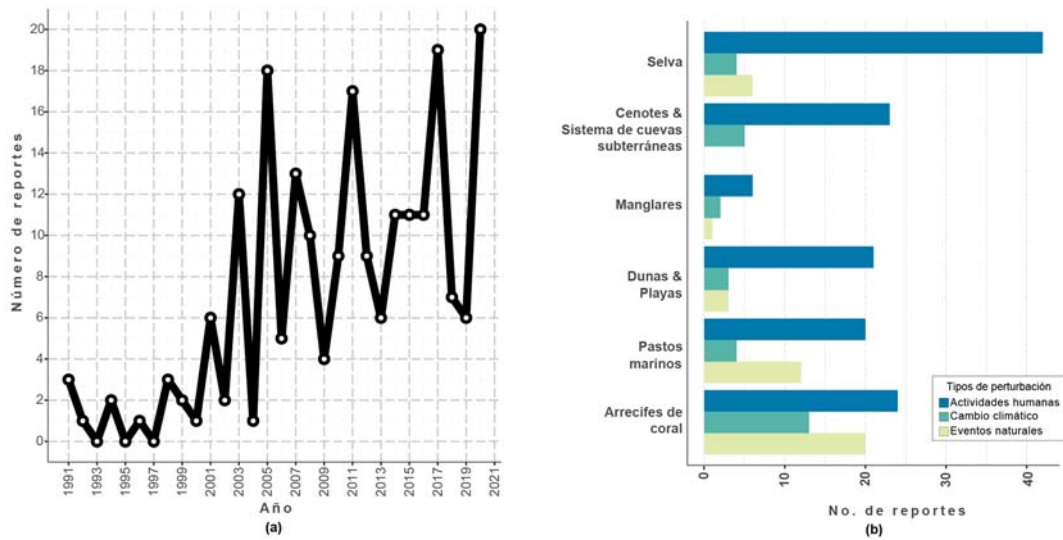


Figura 2.4. (a) Número de informes de perturbaciones por año; (b) número de informes por tipo de perturbación y ecosistema

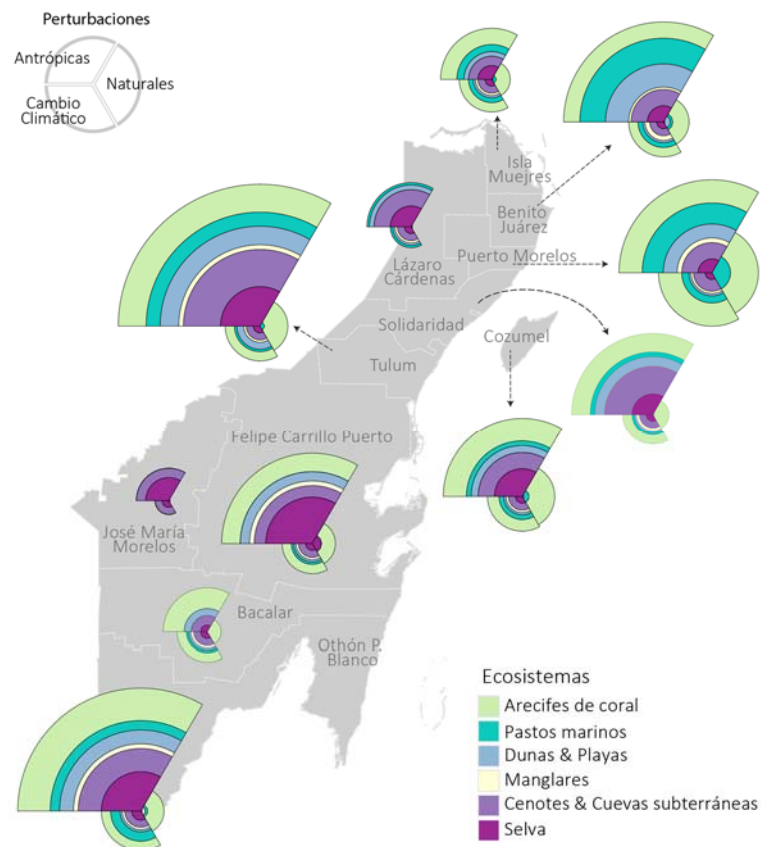


Figura 2.5. Número de reportes por ecosistema (representado por colores) para cada tipo de perturbación (representado por la posición del círculo) para los 11 municipios de Quintana Roo. El tamaño del círculo es proporcional al número de perturbaciones reportadas en cada municipio

Tabla 2.1. Perturbaciones reportadas para el Caribe Mexicano (Quintana Roo).

Ecosistema	Categoría de perturbación	Tipo de perturbación
Selva	Antrópica	Urbanización
		Cambio de uso de la tierra hacia la agricultura
		Tala de árboles
		Incendios forestales
		Especies invasoras
		Caza ilegal
		Derrames de contaminantes
		Desecho masivo de sargazo
		Huracanes
		Cambios en los regímenes de precipitación
Cenotes y Sistema de cuevas subterráneas	Cambio climático	Aumento de la temperatura
		Antrópica
		Sobreexplotación del acuífero
		Turismo
		Descarga de aguas residuales
		Lixiviación de contaminantes
		Lixiviación del sargazo
		Cambios en los regímenes de precipitación
		Aumento del nivel del mar
		Intrusión de agua de mar
Manglar	Antrópica	Urbanización
		Turismo
		Especies invasoras
		Descarga de aguas residuales
		Vertido e incineración de residuos industriales y domésticos
		Desecho masivo de sargazo
		Huracanes
		Aumento del nivel del mar e inundaciones
		Cambio climático
		Natural
Dunas y playas	Antrópica	Urbanización
		Erosión
		Limpieza mecánica de playas
		Ruido en exceso
		Instalación de inmobiliario y luces
		Especies invasoras
		Descarga de aguas residuales
		Huracanes
		Aumento del nivel del mar e inundaciones
		Aumento de la temperatura de la arena y el aire
Praderas de pastos marinos	Cambio climático	Acumulación masiva de sargazo
		Antrópica
		Actividades acuáticas relacionadas al turismo
		Anclaje de embarcaciones
		Descarga de aguas residuales
		Huracanes
		Sobrepastoreo de tortugas marinas
		Flujo masivo del sargazo
		Natural
		Cambio climático
Arrecifes de coral	Antrópica	Actividades acuáticas relacionadas al turismo
		Anclaje de embarcaciones
		Tráfico marítimo
		Encallamiento de embarcaciones
		Especies invasoras

	Sobrepesca
	Descarga de aguas residuales
Natural	Huracanes
	Enfermedades infecciosas
Cambio climático	Aumento de la temperatura del agua de mar
	Acidificación del océano
	Blanqueamiento del coral
	Flujo masivo del sargazo

3.3. Principales causas y consecuencias de las perturbaciones

El crecimiento urbano y el turismo masivo, así como las actividades derivadas de ellos, constituyen las principales causas de las perturbaciones antropogénicas. Por su parte, las perturbaciones naturales de mayor magnitud en la zona de estudio se asociaron a los huracanes. El calentamiento global, la llegada masiva del sargazo al litoral, la subida del nivel del mar y la acidificación de los océanos son perturbaciones asociadas al cambio climático que afectan gravemente a los ecosistemas. A continuación, se presenta una visión general de las perturbaciones que se producen en la zona de estudio por ecosistemas, incluyendo sus impactos y origen.

3.3.1. Selva tropical

Los daños en este ecosistema son causados principalmente por la actividad humana. El crecimiento urbano [48,66,67], la tala de bosques para terrenos agrícolas [48,68,69] y los incendios son las principales perturbaciones de este ecosistema (Fig. 2.6) [70–72]. Ellis *et al.* [68] estimaron que en el sur de Quintana Roo, la tasa de deforestación de 2001 a 2018 fue de poco más de 18%, siendo la agricultura y la ganadería las principales causas. Además, Andrade-Herrera *et al.* [73] reportaron compuestos organoclorados persistentes (OCP) en suelos agrícolas y áreas de conservación cercanas a comunidades agrícolas en Quintana Roo. La construcción de edificios y carreteras provoca desplazamientos y mortalidad de fauna silvestre [74].



Figura 2.6. Perturbaciones reportadas en ecosistemas representativos del Caribe Mexicano

Los factores antropogénicos incluyen la introducción de especies exóticas y la extracción de especies nativas. La urbanización a veces resulta en la introducción de animales domésticos, como gatos y perros, que depredan a los animales silvestres del bosque [74,75]. También se ha documentado la presencia de fauna exótica e invasora, como la abeja africana (*Apis mellifera*) [76], la boa (*Boa constrictor*) en la isla de Cozumel [77–79], la rana de invernadero (*Eleutherodactylus planirostris*) [80], la tarántula (*Brachypelma vagans*) en la isla de Cozumel [81], el mosquito (*Aedes albopictus*) [82], el capuchino tricolor (*Lonchura malacca*) [83], la paloma bravía (*Columba livia*) [84], la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) [84], el millípedo (*Cylindrodesmus hirsutus*) [85] y el lagarto Anolis (*Anolis sagrei*) [86]. Asimismo, se ha documentado flora exótica (*Catharanthus roseus*, *Corchorus siliquosus*, *Erechtites hieraciifolius*, *Leonurus japonicus*, *Maranta gibba*, *Mimosa pudica*, *Phragmites australis*, *Portulaca oleracea*, *Pseudogynoxys chenopodioides*, *Solanum americanum* y *Tribulus cistoides*), así como arbustos (*Solanum erianthum*), árboles (*Citrus aurantifolia*) y epífitas (*Nephrolepis multiflora*) [87]. La tala de árboles y arbustos para obtener madera para uso comercial y doméstico (e.g., palma *Thrinax radiata*), así como la caza ilegal de fauna silvestre (e.g., ciervos, monos aulladores y araña, o jaguares) pueden afectar a la biodiversidad con impactos en cascada [75,88].

Entre las perturbaciones naturales se incluyen principalmente los huracanes. En los últimos 65 años, se han registrado en el Caribe Mexicano 43 huracanes de categoría 4 en la escala Saffir-Simpson y 13 huracanes de categoría 5, de los cuales 9 tocaron tierra [89]. Las perturbaciones meteorológicas por ciclones tropicales de muy alta intensidad son poco frecuentes, pero cuando ocurren pueden tener impactos importantes en los ecosistemas de selva tropical. Los huracanes de alta intensidad generan vientos con la capacidad de derribar árboles y reducir el dosel arbóreo, por lo que son perturbaciones con el potencial de afectar la dinámica forestal [72,90,91]. La acumulación de materia orgánica tras un huracán puede aumentar la probabilidad de propagación de incendios [41]. Además de los daños físicos a la vegetación, los huracanes se asociaron con una disminución del éxito en el reclutamiento de semillas de caoba (*Swietenia macrophylla*) [91], una especie de importancia comercial, y con un aumento de las poblaciones de insectos dañinos [90].

El cambio climático también afecta a los ecosistemas forestales. Garza-López [92] señaló que el aumento de las temperaturas y los cambios en la duración de los periodos de sequía y precipitaciones podrían provocar la pérdida de hábitat de la caoba (*Swietenia macrophylla*), una especie emblemática y de gran valor comercial en la región. Heénaut *et al.* [93] estudiaron las

asociaciones entre bromelias, arañas y hormigas y descubrieron que estas interacciones se rigen por los periodos de inundación y sequía, por lo que es probable que el cambio climático pueda afectar esta asociación biótica.

3.3.2. Cenotes y sistema subterráneo de cuevas

Los cenotes integran parte de la red de cuevas subterráneas inundadas conectadas por conductos [53]. En este sistema, la contaminación es la perturbación más frecuente. La porosidad que da origen al acuífero también lo hace susceptible a la contaminación, ya que los contaminantes se infiltran en la superficie del suelo y llegan a las aguas subterráneas [94]. Dependiendo de la velocidad del agua subterránea y de la conectividad de los conductos subterráneos, los contaminantes pueden dispersarse por la red de cuevas subterráneas (Fig. 2.6) [54] y finalmente llegar al mar [50].

La contaminación de las aguas subterráneas se asocia principalmente a zonas urbanas [95], agrícolas [56,96] o carreteras [56,94]. Los compuestos que suelen contaminar las aguas subterráneas incluyen metales pesados, compuestos de hidrocarburos poliaromáticos, fertilizantes, pesticidas o materia orgánica [94,97,98]. La eliminación inadecuada de los residuos de sargazo también puede afectar potencialmente la calidad del agua del sistema de cuevas subterráneas. Chávez *et al.* [99] señalaron que es probable que los lixiviados de sargazos que se han eliminado inadecuadamente tierra adentro lleguen a las aguas subterráneas debido a la alta permeabilidad del suelo.

Algunos cenotes son atracciones turísticas populares con un gran número de visitantes que generan contaminación local del agua (*e.g.*, residuos de bloqueador solar en el agua y manejo inadecuado de residuos sólidos) [100]. Esto es especialmente relevante dado que las cuevas subterráneas albergan muchas especies endémicas [57].

Se prevé que el aumento del nivel del mar debido al cambio climático sea una de las principales causas de la alteración de estos sistemas. Las aguas subterráneas presentan dos capas de agua. La superior consisten en una capa fina de agua dulce, recargada por el agua de lluvia, que fluye hacia la costa [95]. La capa inferior, mucho más gruesa, es de agua salada [95]. La intrusión de agua marina en el acuífero está relacionada con la conductividad hidráulica, la recarga del acuífero y el aumento del nivel del mar [55]. La recarga del acuífero se ve comprometida por la extracción de agua para satisfacer las crecientes necesidades humanas, ya que el turismo y la población siguen creciendo, lo que promueve la intrusión salina [54,55,95]. En la Península de Yucatán, el sistema

subterráneo es la única fuente de agua dulce [50], y bajo un escenario de aumento del nivel del mar, se proyecta que el agua de mar superficial y las lentes de agua salada se desplacen de decenas de metros [101] a kilómetros tierra adentro [55].

3.3.3. Manglares

La tala y la destrucción de manglares para construir viviendas, infraestructuras y complejos turísticos son las principales causas de la pérdida de manglares (Fig. 2.6) [102]. La extracción de materias primas [75,102], el vertido y la quema de residuos domésticos [67] han aumentado la presión sobre estos ecosistemas. Hiraes-Cota *et al.* [102] observaron que en el sur de Quintana Roo se estaban perdiendo manglares a una tasa anual del 0.85% (de 1995 a 2010). Recientemente, la infraestructura costera en esta zona se ha desarrollado rápidamente, por lo que es probable que estas cifras hayan aumentado.

La introducción de especies exóticas también está afectando al ecosistema de manglar. Se ha notificado la presencia de la especie invasora *Casuarina equisetifolia* (pino australiano) [75] en grandes zonas con manglares. Los animales domésticos también han desplazado a las especies autóctonas; por ejemplo, se ha observado a perros y gatos salvajes comiendo huevos de tortuga [75].

Al igual que los bosques, los manglares sufren defoliación durante los huracanes [102]. Adicionalmente, se ha señalado que la subida de 1 m del nivel del mar podría causar la pérdida de al menos el 27% de la cubierta de manglares del Caribe Mexicano [103]. Las aguas subterráneas fluyen cerca de la superficie en la zona de manglares, y se ha informado de altas concentraciones de compuestos nitrogenados, fósforo y bacterias coliformes asociadas a la descarga de aguas subterráneas contaminadas en los manglares [98].

La acumulación masiva de sargazo cerca de la costa ha provocado la pérdida de follaje de manglares debido a la anoxia que ocasiona su descomposición tanto en tierra como en agua. Además, se han vertido grandes cantidades de sargazo en muchas zonas de manglares durante las actividades de limpieza que siguen a las llegadas masivas de esta alga [99].

3.3.4. Dunas y playas

Las dunas ocupan 4981 hectáreas en Quintana Roo, de las cuales 77.3% se encuentran en estado natural [104]. Debido a que las dunas y playas se encuentran en la transición tierra-agua, las perturbaciones tanto del mar como de la tierra suelen afectarlas. La construcción de infraestructura, principalmente hotelera, sobre la duna es un problema en varias localidades del Caribe Mexicano,

especialmente en el norte del estado, donde se concentra la infraestructura turística masiva (Fig. 2.6) [105–107]. La infraestructura construida directamente sobre la duna provoca la pérdida de sedimentos, lo que conduce a la erosión costera [105,108]. Esta alteración se ha visto compensada por la alimentación artificial (a veces mal planificada) de las playas turísticas [106]. Los huracanes han agravado la erosión inducida por el hombre. En Cancún, Martell *et al.* [109] señalaron que tras el huracán Wilma en 2005 se perdieron 8 millones de m³ de sedimentos de playa, mientras que Martell-Dubois *et al.* [106] informaron la pérdida de 31 m de playa tras el huracán Dean en 2007.

El cambio climático supone una amenaza para la biota que habita en las dunas. Además del aumento de la frecuencia e intensidad de los huracanes, los aumentos de la radiación solar, la temperatura y el nivel del mar podrían afectar el *fitness* o adecuación de algunas especies de flora y fauna. Santo *et al.* [110] señalaron una disminución del éxito de eclosión de las tortugas marinas, vinculado al aumento de la temperatura de la arena, así como posibles impactos negativos sobre los nidos de tortuga como consecuencia del aumento de las inundaciones.

Las actividades antropogénicas como la limpieza mecánica de las playas, la eliminación de materia orgánica, el ruido excesivo y el uso de mobiliario de playa e iluminación en las playas turísticas son importantes perturbaciones para el hábitat de la playa y su biota [111,112]. Ocaña *et al.* [111] informaron de repercusiones en la salud de las tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Chelonia mydas*), mientras que Oliver *et al.* [112] mostraron resultados similares para el cangrejo fantasma (*Ocypode quadrata*) como consecuencia de estas perturbaciones. La remoción de la vegetación dunar es una práctica habitual en las playas turísticas. Además de alterar el hábitat de las especies autóctonas, el desbroce facilita la invasión de especies alóctonas como el pino australiano [75]. Las especies silvestres también son vulnerables a la depredación por animales domésticos en las zonas de dunas [75].

Los contaminantes transportados por las aguas subterráneas pueden alterar las condiciones de las dunas al aumentar la carga de nutrientes en el sustrato. Compuestos de nitrógeno, fósforo y bacterias coliformes relacionados con aguas subterráneas contaminadas han sido encontrados en la zona de dunas [98,113].

La afluencia masiva de sargazo provoca una acumulación excesiva de esta alga en la duna. Su descomposición provoca un olor desagradable, la erosión de la playa y cambios en las características del suelo [99]. La erosión se debe principalmente a los procesos de limpieza de las playas y también a la pérdida de las praderas marinas que estabilizan el sustrato a través de sus raíces [99].

3.3.5. Masas de agua marinas

Hasta hace algunas décadas, las aguas del Caribe Mexicano se caracterizaban por ser oligotróficas [114]. Sin embargo, desde hace varios años se ha reportado la contaminación de las aguas (incluyendo la eutrofización inducida por el hombre) en las lagunas costeras [115–117] (Fig. 2.6). La contaminación y la eutrofización disminuyen la calidad y la claridad del agua, afectando a la biota que habita los ecosistemas marinos [118]. Las aguas subterráneas de los sistemas de cuevas vierten contaminantes al mar a través de los manantiales submarinos u ojos de agua [117]. En consecuencia, las concentraciones más elevadas de contaminantes suelen detectarse cerca de estos manantiales submarinos [98]. Los contaminantes y compuestos orgánicos descargados directamente al mar están asociados principalmente a las descargas de aguas residuales [119–121]. En Quintana Roo, muchos pueblos y ciudades carecen de plantas de tratamiento de agua, o no tienen la capacidad para procesar todas las aguas residuales de las poblaciones urbanas y los desarrollos turísticos [53,117,121]. Metcalfe *et al.* [56] señalaron que sólo el 32% de los habitantes tienen acceso a un sistema de tratamiento de aguas residuales. Los grandes complejos turísticos suelen utilizar pozos de inyección profundos para bombear sus aguas residuales al acuífero [117]. Además, los efluentes de la agricultura y la industria (fertilizantes, pesticidas y otros compuestos químicos) se han señalado como fuentes de contaminación de las aguas subterráneas y del mar [122–124].

Los episodios de afluencia masiva de sargazo (*Sargassum fluitans* y *Sargassum natans*) a la costa del Caribe Mexicano, que han sido recurrentes desde 2014, han alterado las propiedades del agua de mar en las zonas cercanas a la costa. Varios estudios han reportado un aumento en la concentración de nutrientes en el agua de mar [99,125,126]. En 2015, una afluencia de sargazo afectó gravemente a la costa norte del Caribe Mexicano, causando un aumento de 15 a 35 veces del sedimento en suspensión, un aumento de 3 a 10 veces el fósforo, y un aumento de 30 veces el nitrógeno, mientras que la extinción de la luz (K_d) aumentó en promedio de 0.26 a 0.37 [127]. En aguas cercanas a la costa, la descomposición del sargazo disminuyó el pH del agua hasta en 1.3 unidades y aumentó la temperatura hasta en 2 °C [125]. En el sur del Caribe Mexicano, el oxígeno disuelto disminuyó de 7.9 mg L⁻¹ a valores cercanos a 1 mg L⁻¹ [125].

3.3.6. Praderas marinas

En los últimos 30 años, debido al desarrollo turístico y urbano masivo en la zona costera, se ha incrementado el contenido de nutrientes en el hábitat de pastos marinos en lagunas costeras y arrecifales [128–130]. En el norte de Quintana Roo, el sistema lagunar Nichupté, rodeado por la zona

hotelera de Cancún, es altamente eutrófico [115,131,132] y está contaminado (*e.g.*, por metales pesados) [133]. Las praderas marinas son los indicadores por excelencia del aumento de nutrientes en el medio ambiente. Van Tussenbroek *et al.* [132] y Camacho-Cruz *et al.* [134] descubrieron que las praderas marinas *Thalassia testudinum* presentaban mayores cantidades de nitrógeno tisular en lugares cercanos a desarrollos turísticos que en lugares con menor desarrollo turístico. Las lagunas arrecifales a lo largo de la costa también recibieron mayores cantidades de nutrientes y otros contaminantes procedentes de descargas de aguas subterráneas a través de los "ojos de agua", o manantiales submarinos [121,131], y mostraron claros indicios de eutrofización [135]. Incluso en estas lagunas de arrecife con buen flujo, el aporte constante de nutrientes ha inducido cambios en la composición de la comunidad de praderas marinas, así como en la biomasa [136–138].

El creciente aporte de nutrientes ha provocado un aumento del fitoplancton y las macroalgas [134,139]. La actividad turística también puede causar daños locales a las praderas marinas directamente, a través de actividades acuáticas como el snorkel (que provocan la resuspensión de sedimentos) [140] y el anclaje de embarcaciones turísticas [139].

Los grandes eventos meteorológicos, como huracanes o tormentas tropicales (*e.g.*, [138,141]), así como el sobrepastoreo de tortugas marinas pueden causar daños significativos a las praderas marinas. Las praderas marinas en Quintana Roo han sido resistentes, mostrando recuperación ante estas perturbaciones cuando las perturbaciones antropogénicas han estado ausentes o han sido insignificantes (*e.g.*, para el pastoreo de tortugas [141,142]; para huracanes o tormentas [138]). En Akumal, el intenso pastoreo de tortugas verdes afectó entre el 45% y el 55% de una pequeña pradera de pastos marinos, induciendo un cambio en la comunidad de pastos marinos hacia especies menos robustas y de crecimiento más rápido [141]. Mientras que, en Puerto Morelos, el pastoreo rotacional permitió la recuperación completa de los parches pastoreados, con una producción foliar reducida de *T. testudinum* de 3.09 a 0.93 g de peso seco m⁻² d⁻¹ en los parches pastoreados [141]. Sin embargo, si no son sobre pastoreadas, las praderas marinas se recuperan gradualmente, varios años después de que el pastoreo haya cesado [141,142]. Los huracanes o las tormentas detonan daños en las praderas marinas, incluyendo la defoliación, el desprendimiento de partes, la mortalidad, el enterramiento, la remoción de sedimentos y la exposición de las secciones subterráneas de las plantas [143,144]. El impacto de estos fenómenos parece ser específico de cada especie; por ejemplo, la especie *Syringodium filiforme* fue más susceptible a la remoción y enterramiento por la arena que la robusta *Thalassia testudinum* [144,145]. Los impactos de los

huracanes no están meramente asociados a daños físicos: por ejemplo, el huracán Wilma (un huracán de categoría 4 que duró ≈ 3 d) provocó cambios drásticos de temperatura durante un breve periodo, alterando los ciclos reproductivos de las praderas marinas y las algas [146]. Por otro lado, Whelan *et al.* [133] reportaron los efectos positivos del huracán Wilma sobre *T. testudinum*: el contenido de metales pesados en pastos contaminados en el Sistema Lagunar Nichupté disminuyó (probablemente por el aumento del recambio de agua de la laguna) mientras que el contenido de hierro aumentó en la laguna arrecifal de Puerto Morelos (probablemente como resultado del afloramiento).

No se encontraron informes sobre cambios en las condiciones marinas debidos al cambio climático en las praderas marinas del Caribe Mexicano. La perturbación más grave y aguda de las praderas marinas cercanas a la costa en la región en los últimos años han sido las afluencias masivas periódicas de sargazo, que se cree que son causadas por los cambios en el Océano Atlántico debido al cambio climático y la eutrofización en toda la región. La acumulación en tierra de cantidades masivas de sargazo crea "mareas marrones" que agotan la luz y el oxígeno, y causan la mortalidad del bentos en la zona de influencia (20-100 m mar adentro) [127]. Cuando la marea marrón retrocede, las comunidades de algas se desarrollan en zonas previamente colonizadas por pastos marinos [127]. Como el periodo de recurrencia de la afluencia de sargazo es más corto que el tiempo de recuperación de una pradera bien desarrollada [127], es probable que los cambios en las zonas cercanas a la costa sean permanentes. Además, la afluencia de sargazo ha cambiado la calidad del agua en todas las lagunas arrecifales, incluso a kilómetros de la costa [127,147], afectando las praderas de pastos marinos en zonas más allá de las mareas marrones visibles [135].

Entre las tendencias más preocupantes que afectan a las praderas marinas de todo el Caribe, incluido México, se encuentra la disminución gradual de *Thalassia testudinum* (*e.g.*, Van Tussenbroek *et al.* [138]), debido al aumento de las perturbaciones antropogénicas (véase más arriba), ya que se trata de la especie formadora de hábitat más importante que no puede ser sustituida funcionalmente por ninguna otra especie. Las praderas marinas dominadas por especies de crecimiento más rápido que tienen una capacidad de enraizamiento inferior son más susceptibles de ser eliminadas durante tormentas tropicales o huracanes. Una vez perdidas, las praderas no se recuperarán durante al menos varias décadas, ya que las retroalimentaciones positivas que las mantenían han desaparecido [148]. Un buen ejemplo del efecto de las perturbaciones sinérgicas es una gran pradera marina de 5 ha en Akumal, que ha sufrido un cambio de comunidad hacia *S. filiforme* y *Halodule wrightii* debido a la eutrofización [149]. El sobrepastoreo de tortugas empujó a este sistema hacia un punto de inflexión

de un estado sin pastos marinos [141], que no ha ocurrido hasta la fecha, debido a la inesperada explosión de algas calcáreas que protegen al pasto del sobrepastoreo de las tortugas [142]. Sin embargo, otro estudio en donde se observó simultáneamente la eutrofización y sobrepastoreo (por erizos de mar) en Barbados reveló la eliminación de una escasa pradera de *S. filiforme* que quedaba tras una anomalía hidrológica, provocando el colapso del ecosistema, incluida la pérdida de la playa [138].

3.3.7. Arrecifes de coral

Las principales perturbaciones que afectan a los arrecifes de coral están relacionadas con las actividades turísticas, los huracanes, la sobrepesca, la propagación de enfermedades y de especies exóticas y el aumento de la temperatura del agua del mar [150–152]. Contreras-Silva *et al.* [151] estimaron que la cobertura de corales duros en el Caribe Mexicano en la década de 1970 era de aproximadamente el 26 % y disminuyó a hasta el 16 % en 2016. Estos cambios favorecen la sustitución de los corales por macroalgas carnosas de crecimiento rápido, lo que conduce a la pérdida de funciones clave del ecosistema y a un cambio de fase de un conjunto de arrecifes dominado por corales a un ecosistema dominado por macroalgas [151–153].

Las malas prácticas de los buceadores han causado daños físicos por la resuspensión del sedimento en los arrecifes como se ha observado en varios informes [139,154,155]. También se han registrado daños en los corales debido al anclaje de pequeñas embarcaciones que visitan el arrecife [66,155]. El encallamiento ocasional de barcos en el arrecife ha sido la fuente de otro tipo más perturbación [155,156]. Además, Axis-Arroyo y Mateu [157] señalaron que el tráfico de transbordadores puede provocar cambios en la composición y abundancia de las especies del fondo marino, especialmente cerca de los puertos, donde el sedimento se resuspende constantemente debido a las maniobras de los buques.

La sobrepesca es otra causa de daño al arrecife, debido a la disminución de la biomasa de diferentes especies [67,158]. La sobrepesca de la langosta espinosa (*Panulirus argus* y *P. guttatus*), la concha reina (*Strombus gigas*), el mero y el pargo ha aniquilado prácticamente sus poblaciones [155].

El pez león es la especie invasora que supone el mayor peligro para los ecosistemas costeros del Caribe Mexicano en la actualidad. El pez león (*Pterois volitans*) y el pez diablo (*Pterois miles*), también llamado a veces pez león, fueron observados por primera vez en el Caribe Mexicano en 2009

y, desde entonces, se han establecido en toda la región con éxito [159,160], a pesar de los esfuerzos activos para reducir sus poblaciones.

Las enfermedades y el blanqueamiento (pérdida de algas simbióticas) han afectado a la mayoría de las especies de coral en el Caribe Mexicano [161]. Se han reportado casos de blanqueamiento de corales [114,162], y las enfermedades infecciosas más preocupantes son la aspergilosis [163–165], la enfermedad de la banda blanca [114,165], la viruela blanca [114,165], la peste blanca [114,165,166], la enfermedad de las bandas amarilla [163,167,168], la enfermedad de las bandas negra [114,165,166], las manchas negras [165,169], los parches de tejido necrótico [169], y la recientemente reportada enfermedad de pérdida de tejido de corales duro [153].

Los huracanes son la perturbación climática episódica que más cambios irreversibles induce a los ecosistemas coralinos. Los huracanes de alta intensidad (categorías 4 y 5) pueden desprender ramas de coral, abanicos de mar y esponjas, volcar colonias de coral e incluso destruir colonias enteras [170]. Hasta el 60 % de la cubierta coralina del norte del Caribe Mexicano se ha perdido debido a los huracanes de alta intensidad [171–173]. Los huracanes también han reducido la complejidad arquitectónica de los arrecifes, con consecuencias negativas sobre la biodiversidad, la composición y el funcionamiento de estos arrecifes [174].

La afluencia de sargazo ha causado la mortalidad de pequeñas colonias (*e.g. Gorgonia flabellum, Palythoa caribaeorum, Diploria laby-rinthiformis, Dichocoenia stokesii, Porites astreoides* y *Pseudodiploria clivosa*) en zonas cercanas a la costa y en arrecifes artificiales, [127,175], así como de al menos 78 especies animales (la mayoría peces) [147]. Cabanillas-Terán *et al.* [125] descubrieron que la llegada masiva de esta alga inducía cambios en las redes tróficas, como el consumo de algas de arrecife por parte de los erizos de mar, lo que posiblemente influya en la dinámica natural de los ecosistemas de arrecifes de coral.

4. DISCUSIÓN

El conocimiento de las perturbaciones en un sitio mejorará nuestra comprensión de la presión a la que está sujeto el sistema en un sitio en particular. Dado que el objetivo principal del desarrollo sostenible es no poner en riesgo al medio ambiente ni a los seres humanos, la evaluación de las perturbaciones en un sitio de estudio puede ser clave para lograr el equilibrio entre el crecimiento económico, el cuidado del medio ambiente y el bienestar social.

El estudio sistemático de las perturbaciones podría servir como una herramienta útil el manejo de zonas costeras. Una de las principales ventajas de un estudio de este tipo es la precisión del diagnóstico que se puede realizar en relación con las causas de la intervención humana y los cambios en el flujo natural de los procesos costeros [176,177]. Una vez que se han identificado las fuentes de la perturbación, se pueden aplicar diferentes marcos de trabajo para evaluar la efectividad espacio-temporal de las diferentes respuestas a las perturbaciones.

Es importante resaltar que, además de las perturbaciones antropogénicas de origen local, también se deben considerar las perturbaciones que se producen a nivel regional (por ejemplo, la contaminación de las aguas subterráneas) o de origen global (por ejemplo, las asociadas al cambio climático). Identificar estas perturbaciones y evaluar sus resultados (incluso cualitativamente) sin duda puede ayudar a definir posibles acciones de respuesta. Tales acciones buscan modificar adaptativamente las respuestas con el objetivo de reducir los impactos negativos y mejorar las condiciones de los sistemas.

En el Caribe Mexicano, las perturbaciones antropogénicas han causado cambios significativos en los principales ecosistemas. Por ejemplo, en Puerto Morelos los arrecifes de coral, las praderas de pastos marinos en la laguna de arrecife, las playas, las dunas y los manglares presentan un notable cambio en la dinámica de los ecosistemas. Aquí, los manglares están separados del mar por las dunas y la playa (barrera de arena), y en la actualidad sólo están conectados con el mar durante condiciones de tormenta [178]. En la parte continental, la principal perturbación local es la urbanización [98]. La urbanización de la barrera de arena ha obstruido la recirculación de agua y sedimentos entre el manglar y el mar. Los caminos que cruzan el manglar han modificado el flujo de agua dentro del humedal de manglar, generando estancamiento del agua en ciertas áreas y desecación en otras.

En la parte marina, el blanqueamiento, las enfermedades y la muerte de corales, originada por una diversidad de perturbaciones (ver tabla 2.1), han resultado en la pérdida de complejidad estructural del arrecife de coral [179]. Los cambios en las condiciones del arrecife de coral disminuyen la disipación de la energía de las olas a través de la turbulencia y la fricción, por lo que la ruptura de las olas se reduce drásticamente [180]. Además, las macroalgas carnosas colonizan el sustrato del arrecife, modificando aún más la configuración de este ecosistema [153]. En consecuencia, se transmite más energía a la costa y hay menos oxigenación del agua de mar.

De manera similar, la pérdida de praderas de pastos marinos cerca de la costa ha provocado que las olas golpeen la playa con más energía. El aumento de la energía de las olas y la disminución

de la cubierta de pastos marinos origina que los sedimentos se transporten a lo largo de la costa y se pierdan. La pérdida de arena y de su estabilidad promueve una mayor fragmentación de las praderas de pastos marinos. Las olas que se reflejan en la playa y la incorrecta ubicación de la infraestructura costera ocasionan que grandes cantidades de sedimentos se transporten más allá de la celda litoral provocando erosión en la playa. El transporte de sedimentos finos aumenta la turbidez del agua, lo que afecta a muchas especies de arrecifes de coral y provoca la sustitución de los pastos marinos por algas. Estos procesos provocan impactos en cascada debido a la disminución de las poblaciones de especies clave, como el pez loro, que ayudan a mantener una estructura arrecifal saludable y generan producción de arena. Las especies que pueden soportar las nuevas condiciones, por ejemplo, las algas calcáreas o el pez león, ocupan los nichos desocupados por especies que no han podido adaptarse. Ante este escenario, las perturbaciones hacen que la infraestructura costera quede más expuesta y las zonas bajas de la costa se inunden impactando negativamente en la vegetación de dunas y manglares, llevando a estos sistemas a un cambio de régimen.

Otras perturbaciones de fuerte impacto que afectan a los ecosistemas costeros de Puerto Morelos son la descarga de aguas residuales y la afluencia masiva de sargazo. Ambas perturbaciones han resultado en cambios en los parámetros físico-químicos del agua de mar, incluyendo la temperatura, la luz, el pH y las concentraciones de nutrientes, con potenciales consecuencias de largo alcance para todos los ecosistemas marinos asociados [127]. Es importante considerar que, si bien las consecuencias individuales de las perturbaciones que ocurren en un sitio pueden evaluarse hasta cierto punto, es extremadamente difícil tener una imagen completa de todas las interacciones de las perturbaciones y sus consecuencias.

Utilizando el marco PRISMA, se identificaron de manera sistemática las perturbaciones que afectan el Caribe Mexicano. Sin embargo, a medida que se desarrolló la metodología, se hicieron evidentes ciertas limitaciones. Por ejemplo, no fue posible determinar si las perturbaciones mencionadas en publicaciones anteriores continúan o no, o si los valores informados han aumentado o disminuido con el tiempo. Además, no fue posible saber si los impactos de estas perturbaciones continúan o si estos ecosistemas se han recuperado. Al analizar un área tan amplia, es importante señalar la ubicación de las perturbaciones para poder recomendar estrategias de manejo específicas porque no todas las perturbaciones ocurren en toda el área de estudio. La forma de utilizar la información producida por PRISMA de la manera más ventajosa es identificar claramente tanto la ubicación como el período en que ocurrieron las perturbaciones reportadas. Como nota final, es

importante resaltar que la mayor cantidad de estudios se realizaron en sitios de alta importancia económica para la región o donde el acceso para la recolección de datos y monitoreo es más sencillo por lo que los reportes no representan el número total de perturbaciones presentes en los ecosistemas del Caribe Mexicano.

5. CONCLUSIONES

Los disturbios antropogénicos han provocado cambios extremos en los ecosistemas del Caribe Mexicano. Las principales perturbaciones antrópicas producidas localmente incluyen el cambio de uso de suelo, predominantemente relacionado con la construcción de infraestructura, y la contaminación de cuerpos de agua, ligada principalmente a la descarga de aguas residuales, que generan consecuencias a escala regional. Además de las perturbaciones locales, las perturbaciones globales, como el aumento de las temperaturas y la afluencia masiva de la macroalga de sargazo, han ocasionado impactos negativos significativos en los ecosistemas costeros. Aunado a las perturbaciones antrópicas, las perturbaciones naturales (e.g. huracanes) también han causado fuertes impactos en la composición y dinámica de los ecosistemas.

El uso de la metodología PRISMA fue valiosa para ayudar a determinar los agentes que desencadenan las perturbaciones y su origen. Los resultados nos ayudan a determinar qué perturbaciones debemos y no debemos evitar. Así como, en dónde y cuándo se pueden implementar estrategias efectivas de respuesta. Este trabajo mostró que se pueden desarrollar marcos de manejo de zonas costeras adecuados al diagnosticar con precisión los impactos y las consecuencias de las actividades humanas en los ecosistemas costeros. Comprender cómo las acciones humanas ejercen cambios sobre los procesos naturales es importante cuando se consideran soluciones para restaurar los flujos naturales de materia y energía de los ecosistemas. Esto es particularmente importante en situaciones donde se observa una tendencia hacia un cambio de estado. Si se han entendido bien los cambios en los procesos naturales, atender los problemas desde su raíz, eliminando las conjeturas de la desinformación. Es fundamental señalar que una vez identificadas las perturbaciones claves y bien comprendidos los procesos alterados, el objetivo principal debe ser poner en marcha las respuestas necesarias para lograr el manejo sostenible del litoral.

CAPÍTULO 3

Caracterización, Vulnerabilidad e Índice de Riesgo del Caribe Mexicano

1. INTRODUCCIÓN

Las áreas costeras son zonas naturalmente de alto riesgo. Muchos peligros naturales y antropogénicos ocurren en las costas por ser una zona de transición entre la atmósfera, el mar y la tierra [181]. Además, muchas ciudades con alta densidad poblacional se han establecido cerca de la franja costera *e.g.*, Nueva York, Japón, Río de Janeiro, etc. Las actividades antropogénicas han aumentado la presión sobre las costas, acelerando los cambios en el paisaje (*i.e.* las formas característica de un área geográfica [182]) y alterando su dinámica natural [31]. A su vez, las alteraciones en la dinámica natural de las costas resultan en la inestabilidad y degradación de los ecosistemas y de los servicios que proveen [31]. La pérdida de los servicios ecosistémicos (*i.e.* los beneficios que las personas obtienen de la naturaleza [183]) como los de protección, por la degradación de los ecosistemas, está directamente relacionada con el aumento de vulnerabilidad y riesgo de la zona costera [184].

Rocha *et al.* [185] hacen una revisión bibliográfica de las publicaciones relacionados a la evaluación de riesgos y vulnerabilidad, recopilan los conceptos más importantes (tabla 3.1). El riesgo se define como la probabilidad de una pérdida, la cual depende del peligro, la exposición y la vulnerabilidad [186]. El riesgo puede ser calculado como producto de la probabilidad de ocurrencia de un evento potencial (no deseado) por la consecuencia asociada con ese evento [187] o como el producto del peligro, la exposición y la vulnerabilidad [188]. Ambas formas se han utilizado en la literatura de acuerdo a los objetivos de cada trabajo [185]. En este estudio se considera el riesgo como el producto del peligro (H), los valores en riesgo o exposición (E) y la vulnerabilidad (V) [181]:

$$R = H \cdot E \cdot V$$

El riesgo presenta una relación directa con el peligro, la exposición y la vulnerabilidad, por lo que si incrementa o disminuye alguno de estos tres elementos el riesgo también aumentará o disminuirá respectivamente [186]. De esta manera es posible identificar fácilmente la relación que guarda el grado de vulnerabilidad de un sitio con su nivel de riesgo. Una vez identificadas las zonas

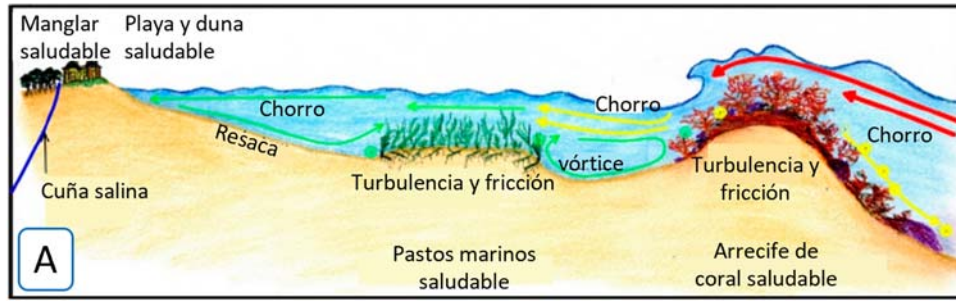
vulnerables y sus causas, se pueden implementar acciones a corto, mediano y largo plazo para prevenir, mitigar o compensar los impactos de los peligros [187].

Tabla 3.1. Conceptos relacionados a la evaluación de riesgo y sus definiciones. Adaptado de [181].

Concepto	Definición	Referencia
Peligro	La posible ocurrencia de un evento físico natural o inducido por el hombre que puede causar pérdida de vidas, lesiones u otros problemas relacionados con la salud, así como daños y/o pérdida de propiedad, infraestructura, medios de vida, prestación de servicios, ecosistemas y recursos ambientales.	[188,189]
Vulnerabilidad	La propensión o predisposición del medio ambiente, las personas o las propiedades a un determinado peligro, englobando varios elementos y conceptos, como la sensibilidad o susceptibilidad al daño y la falta de capacidad de adaptación.	[188,189]
Exposición	La presencia de personas, medios de vida, especies o ecosistemas, servicios y recursos ambientales, infraestructura o bienes económicos, sociales o culturales en lugares y entornos que podrían verse afectados negativamente.	[188,189]
Riesgo	El producto de la probabilidad de ocurrencia de un evento potencial (no deseado) por la consecuencia (no deseada) asociada con ese evento, resultante de la interacción de peligro, vulnerabilidad y exposición.	[188,189]
Evaluación de riesgo	La estimación científica cualitativa y/o cuantitativa de los riesgos.	[189]
Manejo de riesgo	Planes, acciones, estrategias o políticas para limitar la posibilidad y/o el tamaño de posibles efectos indeseables, desarrollados con base en los riesgos medidos o percibidos.	[189]
Impactos	Las consecuencias de los riesgos sobre los sistemas naturales y humanos, que resultan de las interacciones de los peligros, la exposición y la vulnerabilidad relacionados con el clima.	[189]
Adaptación	El proceso de ajuste a los efectos climáticos actuales o esperados tiene con el objetivo de moderar el daño o explotar los beneficios y las oportunidades. En los sistemas naturales, el proceso de ajuste se realiza al clima real y sus efectos, donde la intervención humana puede facilitar el proceso. Puede ocurrir en sistemas humanos y/o naturales.	[189]
Vías de adaptación	Un conjunto de decisiones de adaptación que compensan objetivos y valores a corto y largo plazo. Para encontrar soluciones que sean relevantes para los individuos en el contexto de su vida cotidiana y para prevenir posibles desadaptaciones, estos son procedimientos de elección deliberada.	[189]
Paisaje	En el sentido ecológico, las formas características de un área originadas a partir de la interacción de procesos naturales complejos (geomorfológicos, climáticos, biológicos, etc.) y actividades humanas.	[190]
Servicios ecosistémicos	Las contribuciones directas e indirectas que los ecosistemas (conocidas como capital natural) brindan al bienestar y la calidad de vida de los humanos.	[191]

Los ecosistemas proveen servicios de protección a las zonas costeras, los cuales han sido ampliamente reconocidos en la literatura. Por ejemplo, Silva *et al.* [178] señalan que, en situación de ecosistemas costeros saludables, la barrera arrecifal induce una disipación de energía considerable del oleaje que entra a la costa. Además, el oleaje que cruza los intersticios del arrecife produce turbidez ligera, mientras que, el rompimiento de las olas genera una alta concentración de oxígeno en el agua. Por su parte, las hojas de los pastos marinos disipan la energía de las olas a través de la fricción. Esto permite que el sedimento fino se deposite en el lecho marino y sea retenido por los rizomas de los pastos marinos. Las olas de baja energía que llegan a la playa producen una pendiente muy suave formada por finos granos de arena. Además, el sedimento transportado por el viento es limitado y las dunas son bajas. Un nivel freático poco profundo en las dunas origina abundante vegetación que forma una barrera natural que evita que los sedimentos transiten tierra adentro. Los manglares brindan mayor protección a las áreas del interior por su extensión y estructura compleja (Fig. 3.1a). En contraste, en los mismos ecosistemas costero pero degradados, una barrera arrecifal degradada conduce a un aumento de la energía de oleaje y mayor turbidez del agua lo que provoca condiciones adversas para los corales y los pastos marinos. La alta energía de oleaje que entra hacia la playa no permite que el sedimento se estabilice con lo que se produce erosión, lo que dificulta el establecimiento de plantas más robustas cayendo en un ciclo que se retroalimenta positivamente (Fig. 3.1b). En otro estudio, Odériz *et al.* [192] modelan las condiciones de tormenta de dos huracanes sobre un transecto con vegetación de duna y manglar y muestran disminución de la energía de oleaje cuando las olas pasan a través de la vegetación (Fig. 3.2). Estos ejemplos evidencian como la condición de los ecosistemas afecta la vulnerabilidad de la costa.

Ecosistema Costeros Saludables



Ecosistema Costeros Degradados

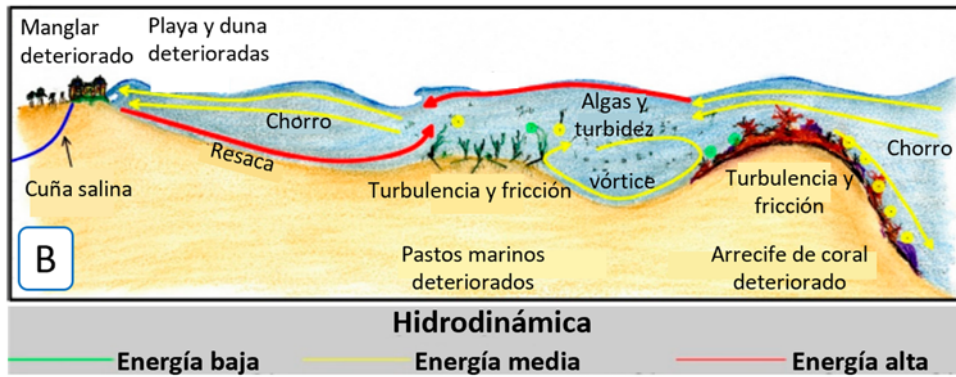


Figura 3.1. Hidrodinámica cercana a la playa en ecosistemas saludables (A) y ecosistemas degradados (B).
Modificado de [178]

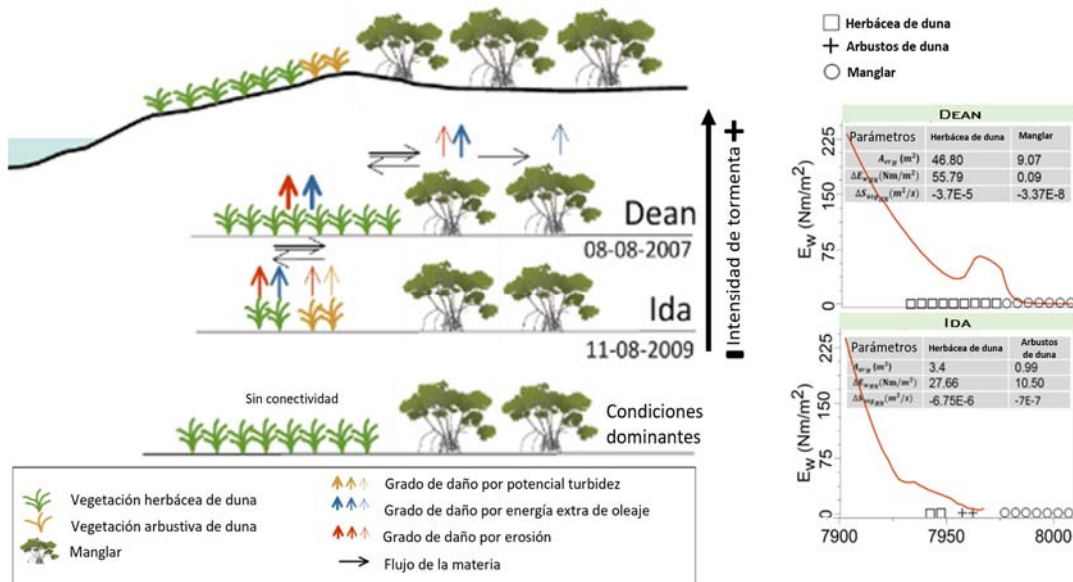


Figura 3.2. Hidrodinámica modelada en un perfil con vegetación en condiciones de tormenta (izq.) y cambio de la energía de oleaje a través de un transecto con vegetación (der.). Modificado de [192]

El Caribe Mexicano es un área interesante en términos de riesgo y vulnerabilidad al ser un área rica en recursos y de rápida transformación. Como se señaló en el capítulo anterior, se ubica en una región de gran biodiversidad. En la parte terrestre forma parte de la “Selva Maya” y en la parte marina forma parte del Sistema Arrecifal de Mesoamérica. Además, en esta región se presentan una gran cantidad y variedad de perturbaciones tanto de origen natural como de origen antropogénico (Cap. 2 de este estudio). Para desarrollar las estrategias de manejo de riesgo y el plan de MIZC adecuados para la Caribe Mexicano, local y regionalmente, es fundamental evaluar el conjunto de peligros que ocurren a lo largo de la costa. No obstante, debido a la limitante de tiempo para desarrollar esta investigación, en el presente estudio se establece una evaluación del riesgo por huracanes, considerado uno de los principales peligros naturales de la región.

En este capítulo se evaluó el grado de riesgo de la población humana a huracanes, considerando la energía de oleaje que producen los huracanes (peligro), la reducción de la energía de oleaje por los ecosistemas (protección - vulnerabilidad) y la cantidad estimada de personas afectadas (valores en riesgo o exposición). El análisis se realizó en las áreas con frente de playa (los primeros 50 m tierra adentro) a lo largo de la costa del Caribe Mexicano, ya que estas áreas son las más afectadas cuando ocurren tormentas. Para lograr este objetivo, fue necesario digitalizar la línea de costa con un alto nivel de precisión. Además, se caracterizó la línea de costa tomando en cuenta su estado de conservación, su uso de suelo, el tipo de playa, las formas de vida vegetal predominantes y la presencia/ausencia de praderas de pastos marinos y de la barrera arrecifal de corales. Adicionalmente, se analizó espacialmente la probabilidad de huracanes, la densidad de población y los valores de vulnerabilidad, originados de la caracterización de la línea de costa, para calcular el índice de riesgo por huracanes.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Digitalización de la línea de costa

Para mejorar la calidad de los resultados, se digitalizó la línea de costa de Quintana Roo con imágenes satelitales entre los años 2011 y 2022, de alta resolución espacial de Google Earth, de ESRI y de Bing maps (resolución espacial que va de 0.3 a 0.5 m). La digitalización se realizó en el programa QGIS 3.20 [188]. Por razones logísticas, se utilizaron imágenes de diferentes años para distintas secciones de la costa (Fig. 3.3). La línea de costa se dibujó sobre la zona intermareal, en la intersección agua – tierra, utilizando una escala entre 1:500 y 1:1000. Para calcular el error promedio entre la línea de costa dibujada y la línea de costa “real” (línea de costa en las imágenes satelitales a una

escala de 1:500), se tomaron 60 puntos de la línea de costa aleatoriamente. En cada punto, se midió la distancia entre la línea digitalizada y la línea de costa “real”. Posteriormente, se promediaron los valores de las distancias para obtener el error de la línea de costa dibujada.

En total se digitalizaron 875.26 km de línea de costa que va desde la frontera con Belice, en Xcalak, hasta Boca Chipepte en la frontera con el estado de Yucatán. El error promedio de la línea de costa digitalizada fue de 4.03 m. El 73.5 % de la costa fue digitalizada con imágenes satelitales de los años 2021 (34.61 % del total de la línea de costa) y 2022 (38.89 % del total de la línea de costa). Los años 2016, 2018, 2019 y 2020 representan el 3.95, el 5.22, el 6.55 y el 8.60 % del total de la línea de costa, respectivamente. Mientras que, los años 2011, 2015 y 2017 representan sólo el 2.18 % del total de la línea de costa (Fig. 3.4a). Así mismo, la fuente de las imágenes satelitales estuvo representada de la siguiente manera: 2.70 % de la línea de costa fue realizada utilizando imágenes satelitales de Bing, 27.69 % imágenes de Google Earth y 69.62 % imágenes de ESRI (Fig. 3.4b). En el archivo suplementario “Línea Costa Digitalizada QRoo” se proporciona la línea digitalizada, así como la información de la fecha y la fuente de cada segmento de la línea de costa.

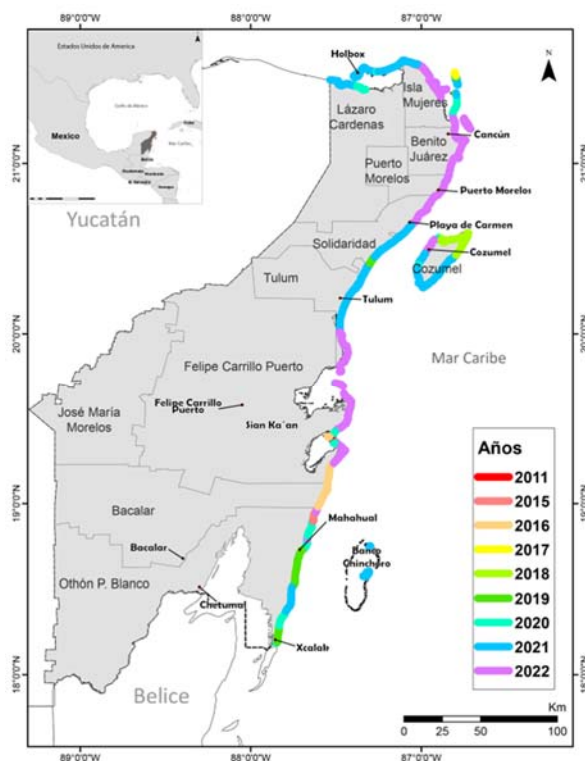


Figura 3.3. Años de las imágenes satelitales utilizadas en cada sección de la línea de costa

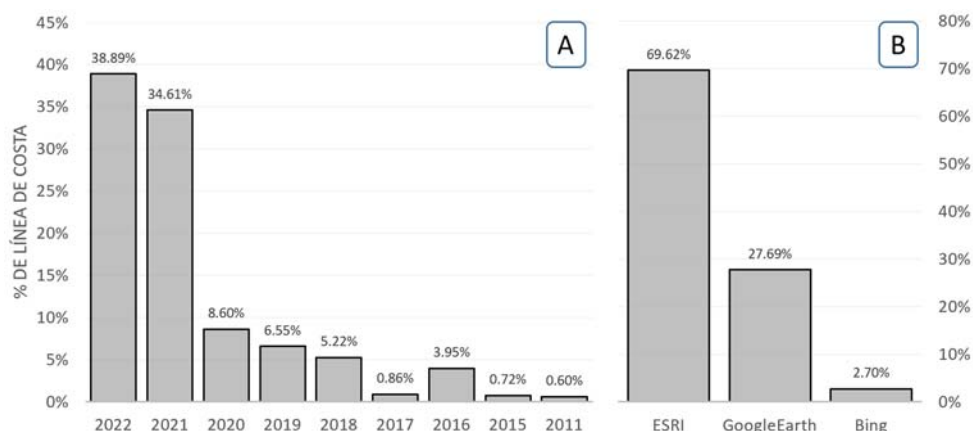


Figura 3.4. Porcentaje de línea de costa digitalizado A. Años de las imágenes satelitales; B. Fuente de las imágenes satelitales

2.2. Caracterización de la costa

Se caracterizaron los 875.26 km de la línea de costa digitalizada en función de sus atributos físicos, biológicos y antropogénicos, considerando: el estado de conservación, el uso de suelo, el tipo de playa, la presencia/ausencia de formas de vida vegetal terrestre (herbáceas, arbustos y árboles) y marina (praderas de pastos marinos) y la presencia/ausencia de barrera arrecifal. Los criterios para evaluar los atributos y sus categorías se presentan en la tabla 3.2.

La evaluación de estos atributos se realizó en los primeros 50 m tierra adentro para la parte terrestre, lo que corresponde al frente de playa. En la parte marina, se evaluaron los primeros 500 m mar adentro para el caso de los pastos marinos; y hasta 2500 m para el caso de la barrera arrecifal. Además, se trazaron transectos cada 10 m como guía para proyectar los atributos en mar o tierra adentro sobre la línea de costa (Fig. 3.5). Las áreas de análisis se delimitaron utilizando el programa ArcGIS 10.8 [193] y la herramienta de buffer, mientras que para el trazó de los transectos se utilizó la librería DSAS V5 [194].

Tabla 3.2. Criterios utilizados para la caracterización de la línea de costa del Caribe Mexicano.

Atributo	Categoría	Criterio
Estado de Conservación	Conservado	Área aparentemente sin ninguna intervención humana en la cobertura vegetal y sin ningún tipo de infraestructura presente.
	Alterado	Área con cualquier tipo de intervención humana.
Uso de suelo	Turismo	Predios con o sin infraestructura con fines turísticos.
	Habitacional	Predios con cualquier tipo de infraestructura con fin habitacional.
	Servicios	Cualquier predio de carácter de servicio (e.g. escuelas, faros, parques, iglesias, etc.).

	Sin uso	Predios sin ningún tipo de edificación o de uso.
Tipo de playa	Rocosa	Plataforma rocosa.
	Arenosa	Playas con sedimento primordialmente arenoso.
	Rocosa & Arenosa	Plataforma rocosa visible con sedimentos arenosos.
	Arenosa & Rocosa	Playas con sedimento primordialmente arenoso y restos de plataforma rocosa dispersos.
Forma de vida vegetal	Herbáceas	Plantas con tallos blandos.
	Leñosas	Arbustos y árboles (excepto manglares).
	Manglares	Árboles con tallos duros y densamente ramificados.
	Sin vegetación	Áreas con cobertura vegetal menor al 10 %.
Pastos marinos	Presencia	Parches de pastos marinos cercanos a la línea de costa (0 a 500 m) con una cobertura del al menos el 80 % del transecto perpendicular a la línea de costa.
	Ausencia	Sin pastos marinos o con una cobertura menor al 80 %.
Barrera arrecifal	Presencia	Presencia de arrecife frontal, posterior o la cresta arrecifal en frente de la línea de costa (0 a 2500 m).
	Ausencia	Sin presencia de barrera arrecifal.

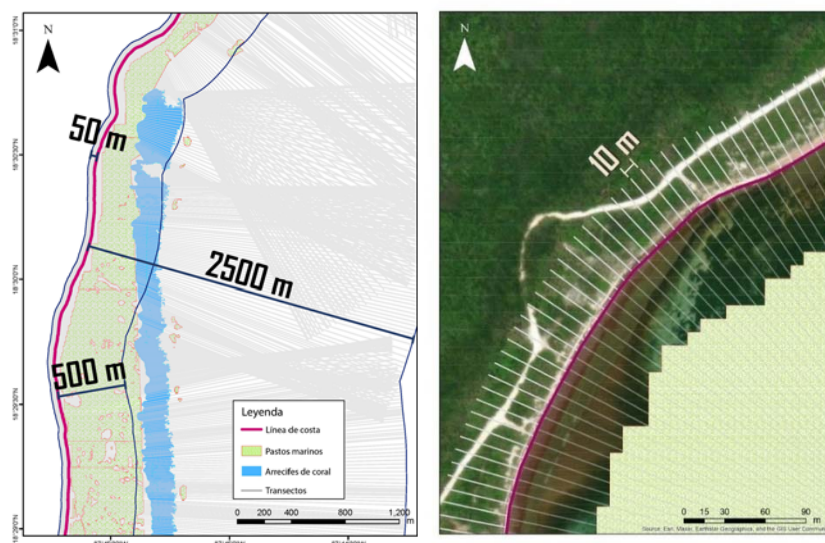


Figura 3.5. A. Buffers de valoración para atributos costeros. **B.** Detalle de los transectos a cada 10 m

Para la evaluación del tipo de playa, el uso de suelo, la forma de vida vegetal y el estado de conservación, se utilizaron imágenes satelitales y la carta de vegetación de CONABIO (basada en imágenes Landsat de 2018 [60]), para determinar la forma de vida vegetal; y, las etiquetas de Google Maps, para identificar las áreas de uso turístico, habitacional y de servicios. Para evaluar la presencia de pastos marinos se utilizó la carta de pastos marinos del Atlas de Corales Allen (basada en imágenes

Planet de 2018 a 2020 [195]) y para los barrera arrecifal la carta de relieve submarino de CONABIO (basada en imágenes WorldView de 2010 a 2017 [60]).

2.3. Índice de riesgo por huracanes

El índice de riesgo por huracanes desarrollado en este estudio se calculó como el producto del peligro (H), los valores en riesgo (E) y la vulnerabilidad (V):

$$R = H \cdot E \cdot V$$

El peligro (H , con valores 1 y 2) es la probabilidad de ocurrencia de huracanes en la zona, el valor en riesgo (E , con valores entre 1 y 5) es la densidad poblacional y la vulnerabilidad (V , con valores entre 0.5 y 2) se evaluó a partir de cuatro factores ambientales: la presencia de barrera arrecifal, el tipo de vida vegetal, la presencia de pastos marinos y el tipo de playa. En las siguientes secciones, se detalla la evaluación de cada uno de estos factores.

El índice de riesgo en este estudio toma valores entre 1 a 20 de acuerdo a las características de cada área de interés. Los grados de riesgo fueron asignados según lo indicado en la tabla 3.3.

Tabla 3.3. Grado de riesgo por huracanes para los valores resultantes del índice

Valor de índice	Riesgo	Categoría
0	Sin Riesgo	
$1 \leq - < 4$	Muy bajo	1
$4 \leq - < 8$	Bajo	2
$8 \leq - < 12$	Medio	3
$12 \leq - < 16$	Alto	4
≥ 16	Muy alto	5

2.3.1. Probabilidad de ocurrencia de huracanes

En el Caribe Mexicano 18 grandes huracanes (categoría 3, 4 o 5) han impactado directamente o pasado a 30 millas o menos de la costa entre los años 1903 a 2022 (Fig. 3.6) [196]. El Laboratorio Oceanográfico y Meteorológico del Atlántico señala que la probabilidad de que suceda un gran huracán en esta zona durante la época de huracanes (junio a noviembre) es del 1 % para el sur y centro del Caribe Mexicano y del 2 % para el norte [197] (Fig. 3.7).

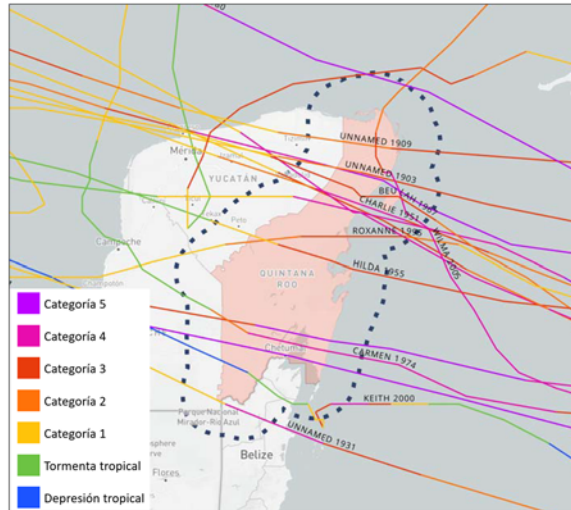


Figura 3.6. Trayectorias de huracanes que han impactado la costa del Caribe Mexicano con fuerza de categoría 3, 4 o 5 entre 1903 y 2022. Tomado de [196]

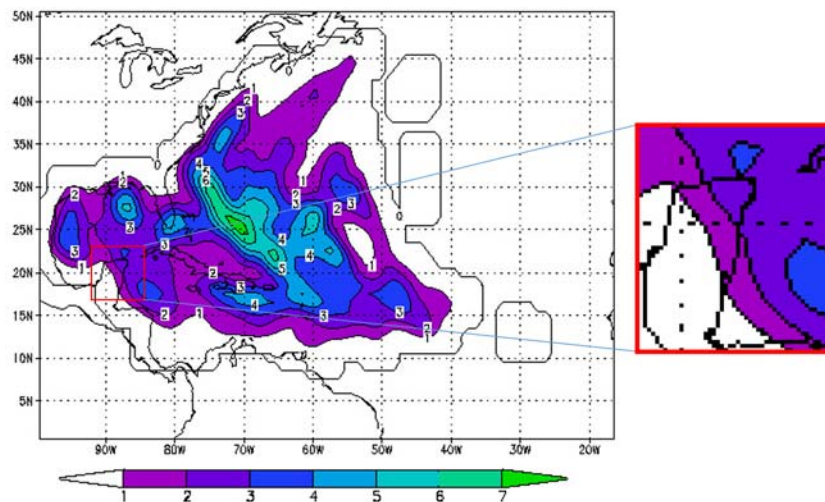


Figura 3.7. Probabilidad de grandes huracanes (categoría 3-5) en el Atlántico Norte entre 1944 y 1999. Detalle. Probabilidad de huracanes en el Caribe Mexicano. Tomado de [197]

2.3.2. Densidad poblacional

Para establecer planes de manejo adecuados es necesario contar con un índice de riesgo que incorpore toda la población en riesgo. No obstante, los censos de población y turismo presentan limitantes que dificultan determinar con precisión las personas en riesgo en cada segmento de la costa. Para este trabajo, se presentaron tres problemas principales para el cálculo de la población que ocupa las áreas con frente de playa. Los dos primeros casos corresponden a estimar la cantidad de población residente en el área de estudio y el tercer caso a estimar los turistas presentes en el área de estudio, en este estudio abordados como parte de la población flotante.

En geodemografía, la población residente es el número de personas que viven habitualmente en un área geográfica definida (por ejemplo, nacional, regional o local) y en un periodo de tiempo determinado [198]. La primera dificultad para estimar esta población fue que la información de los censos de población del Instituto de Geografía de México (INEGI) se presentan por municipios o por manzanas lo que dificulta determinar el número de personas que viven en áreas pequeñas (*i.e.* casa por casa, potencialmente lo más adecuado para este estudio). Ya que no es posible determinar la cantidad de personas en áreas pequeñas, se utilizó la densidad poblacional como estimador del valor poblacional. La densidad poblacional se define como el número de personas que viven por unidad de área (*e.g.* km²) [199]. Este estimador es útil para ubicar áreas con mayor o menor cantidad de personas a pesar de trabajar a grandes escalas como en el presente trabajo.

El segundo inconveniente fue que algunas casas que se encuentran en asentamientos pequeños o están aisladas de los poblados no fueron censadas por lo que no existen información de la cantidad de personas que habitan estas áreas. Como en el caso anterior, se utilizó la densidad poblacional como estimador de la población, sin embargo, como no existe información para estas áreas se utilizó la densidad poblacional promedio del municipio.

Los frentes de playa en el Caribe Mexicano están ocupados en gran parte de la costa por hoteles y otros tipos de hospedajes vacacionales. En este estudio se consideró a las personas que ocupan hospedajes vacacionales como parte de la población flotante del área de estudio. La población flotante, según Garrocho [200], se define como la población que utiliza un territorio, pero cuyo lugar de residencia habitual es otro. La cantidad de personas que ocupan los hospedajes vacacionales puede llegar a ser mayor que la población que vive de forma permanente en el área de estudio por lo que valorar esta población permitió hacer una mejor estimación de la carga poblacional (conjunto de individuos) en riesgo. El tercer problema fue determinar la cantidad de personas que ocupan los hospedajes vacacionales con frente de playa en época de huracanes, ya que no existen estudios previos y los datos de flujo de turistas proporcionados por la Secretaría de Turismo de México se presentan por centros turísticos o municipios lo que dificulta determinar el número de personas en áreas específicas (*i.e.* hospedaje por hospedaje). Además, a excepción de los hoteles, no existe información sobre la ocupación de otros hospedajes vacacionales. No existen estudios para estimar el promedio de personas que ocupan uno por uno de los hospedajes vacacionales de la región, por lo que se decidió tratar de estimar un análogo de la densidad de la población de residentes, *i.e.* personas por unidad de área.

En las siguientes secciones se explica más afondo la forma en que se estimó la densidad poblacional para cada caso.

2.3.2.1. Densidad poblacional de residentes

La densidad poblacional se obtuvo a partir de los datos del censo nacional de población 2020 del INEGI [201]. Para este análisis se utilizaron los datos de población por manzana. Se consideraron las manzanas que estuvieran parcial o completamente dentro del buffer de los 50 m tierra adentro de la línea de costa. La densidad poblacional (Dp) se obtuvo dividiendo el total de población por manzana (Pm) entre el área de la manzana (Am):

$$Dp = \frac{Pm}{Am}$$

En las casas no encuestadas con uso habitacional se utilizó el valor de densidad poblacional promedio del municipio ($\overline{Dp}$) al que pertenecía la casa. Al igual que con la población censada, los datos se obtuvieron del censo nacional de población 2020 del INEGI [201]. La densidad poblacional promedio del municipio ($\overline{Dp}$) se obtuvo de promediar la densidad poblacional de cada una de las manzanas del municipio (Dp_i) del área de interés:

$$\overline{Dp} = \frac{\sum_{i=1}^n Dp_i}{n}$$

2.3.2.1. Densidad poblacional flotante por turistas

Además, para determinar el impacto en la población flotante relacionada al turismo se estimó la densidad poblacional en hoteles y alquileres vacacionales por destino turístico. A partir de la caracterización de la línea de costa de la sección 2.2, el uso de suelo cercano a la playa con vocación turística se separó en servicios turísticos (e.g. clubs de playas, restaurantes, bares, etc.), alquileres vacacionales (e.g. casas, condominios, villas, camping, glamping, etc.) y hoteles. Para identificar esta infraestructura turística se utilizó la información de las etiquetas de hoteles y alquileres vacacionales de Google Maps (fecha de consulta 01/04/2023).

Para realizar la valoración de la densidad poblacional flotante relacionada al turismo, se calcularon estimadores de la cantidad de turistas por hoteles y alquileres vacacionales por día (semejante al número de habitantes) y del área de los hoteles y alquileres vacacionales cercanos a la playa (semejante al área de la manzana). Los datos relacionados al turismo se obtuvieron del Programa de Monitoreo de la Actividad Hotelera de DataTur [202] y la secretaría de turismo de

Quintana Roo [203] en cada uno de los diferentes destinos vacacionales del Caribe Mexicano para el periodo de junio a noviembre de 2022.

En el caso de los turistas hospedados en hoteles, el número de huéspedes diarios por hotel se estimó tomando en cuenta la cantidad promedio de turistas hospedados por día en un hotel del destino turístico de interés. El área de los hoteles con frente de playa se estimó a partir del área promedio de los hoteles con frente a playa del destino turístico de interés. Para calcular la cantidad de turistas promedio por día por hotel, se utilizaron los datos de infraestructura hotelera (número de cuartos y de hoteles) y de ocupación hotelera (porcentaje y densidad de ocupación) [202,203]. La fórmula para estimar el promedio de turistas por hotel por día en un destino turístico de interés se calculó de la siguiente manera:

$$Th_x = \frac{C_x \cdot Do_x}{H_x} \cdot \frac{Po_x}{100}$$

En donde Th_x es la cantidad promedio de turistas hospedados por hotel por día en el destino turístico de interés, C_x el total de cuartos, Do_x la densidad de ocupación o factor de ocupación, H_x total de hoteles y Po_x el porcentaje de ocupación hotelera del destino turístico de interés.

El área promedio de todos los hoteles con frente de playa del destino turístico de interés (Ah_x), se obtuvo elevando al cuadrado el valor que ocupa cada uno de los hoteles con frente de playa sobre la línea de costa (Lh^2). Posteriormente, se sumaron las áreas de cada uno de los hoteles del destino turístico de interés y se dividió entre el número de hoteles:

$$Ah_x = \frac{\sum_{i=1}^n Lh_i^2}{n}$$

Por último, la densidad de poblacional flotante por turismo en hoteles (Dh_x) se obtuvo dividiendo el promedio de turistas hospedados por hotel por día (Th_x) entre el área promedio de los hoteles con frente de playa (Ah_x):

$$Dh_x = \frac{Th_x}{Ah_x}$$

En el caso de los alquileres vacacionales no existe información sobre la cantidad de personas hospedadas, ni de su capacidad o de la densidad de ocupación. Debido a este problema, se empleó otra metodología para estimar la densidad poblacional de turistas en los alquileres vacacionales. Para cada destino turísticos se calculó una densidad poblacional promedio a partir de la población total de

turistas hospedados en los alquileres vacacionales y del área total de los alquileres vacacionales en el destino turístico de interés.

Para estimar la cantidad total de turistas hospedados en los alquileres vacacional, primero, se identificó la capacidad de los alquileres vacacionales. El número de huéspedes en la mayoría de los alquileres va de una a diez personas, por lo que se determinó usar cinco como un estimado de la densidad de ocupación de los alquileres vacacionales. El valor estimado de densidad de ocupación por alquiler se multiplicó por la fracción de ocupación hotelera del destino turístico de interés. El valor resultante de turistas hospedados por día por alquiler vacacional se multiplico por la cantidad de alquileres vacacionales en el destino turístico de interés:

$$tPa_x = \left(5 \cdot \frac{Po_x}{100}\right) \cdot ta_x$$

En donde tPa_x es la cantidad total de turistas hospedados en los alquileres vacacional del destino turístico de interés, Po_x la ocupación hotelera del destino turístico de interés y ta_x el total de alquileres vacacionales en el destino turístico de interés.

El área de los alquileres vacacional (tAa_x) se obtuvo de la sumatoria del valor lineal de costa ocupada por cada alquiler vacacional elevado al cuadrado (La^2):

$$tAa_x = \sum_{i=1}^n La_i^2$$

Así mismo, para obtener la densidad de poblacional flotante por turismo en alquileres vacacionales (Da_x) se dividió el total de turistas hospedados en los alquileres vacacionales por día (tPa_x) entre el área total de alquileres vacacionales (tAa_x) del destino turístico de interés:

$$Da_x = \frac{tPa_x}{tAa_x}$$

En la Tabla 3.4 se resume las variables y los cálculos que se utilizaron para valorar la densidad poblacional de residentes y flotante por turismo.

Tabla 3.4. Variables y formulas utilizadas para el cálculo de la población residente y los turistas en el área de estudio.

Densidad poblacional		Variables utilizadas	Cálculo
Residentes	Residentes encuestados	- Densidad poblacional por manzana (Dp) - Población total de la manzana (Pm) - Área de la manzana (Am)	$Dp = \frac{Pm}{Am}$

	Residentes no encuestados	- Densidad poblacional promedio del municipio ($\overline{Dp}$) - Densidad poblacional por manzana (Dp)	$\overline{Dp} = \frac{\sum_{i=1}^n Dp_i}{n}$
Flotante	Turistas hospedados en hoteles	- Densidad poblacional por turismo en hoteles (Dh_x) - Promedio de turistas hospedados por hotel por día (Th_x) - Total de cuartos (C_x) - Porcentaje de densidad de ocupación (Do_x) - Total de hoteles en el destino turístico (H_x) - Porcentaje de ocupación hotelera (Po_x) - Área promedio por hotel sobre línea de costa (Ah_x) - Distancia de costa ocupada por hoteles (Lh^2)	$Dh_x = \frac{Th_x}{Ah_x}$ $Th_x = \frac{C_x \cdot Do_x}{H_x} \cdot \frac{Po_x}{100}$ $Ah_x = \frac{\sum_{i=1}^n Lh_i^2}{n}$
	Turistas hospedados en alquileres vacacionales	- Densidad poblacional por turismo en alquileres vacacionales (Da_x) - Población total en el destino turístico (tPa_x) - Porcentaje de ocupación hotelera (Po_x) - Total de alquileres vacacionales sobre línea de costa en el destino turístico (ta_x) - Área ocupada por alquileres vacacionales (tAa_x) - Distancia de costa ocupada por alquiler vacacional (La)	$Da_x = \frac{tPa_x}{tAa_x}$ $tPa_x = \left(5 \cdot \frac{Po_x}{100}\right) \cdot ta_x$ $tAa_x = \sum_{i=1}^n La_i^2$

La densidad poblacional y la densidad de turistas en el Caribe Mexicano se clasificó jerárquicamente. La mayor densidad por manzana registrada por el INEGI para el 2020 [204] para el estado de Quintana Roo fue de 4480790 hab/km² en la localidad de Puerto Ventura, en el municipio de Solidaridad. Sin considerar las áreas despobladas, la menor densidad por manzana fue de 1.5 personas por km² en la localidad de Cancún en el municipio de Benito Juárez. La densidad promedio del Quintana Roo por manzana fue de 26328 hab/km² con una desviación estándar de 64844, lo que señala una gran variación en la densidad poblacional de las diferentes áreas. Para poner estos datos en contexto, la Ciudad de México, la ciudad de Mérida y la ciudad de Cancún tienen una densidad poblacional de 6163 hab/km², 1010 hab/km² y 979 hab/km², respectivamente [204]. Mientras que Cozumel y Playa del Carmen son ciudades densamente menos pobladas con densidades de 182 hab/km² y 166 hab/km², respectivamente [204]. Ciudades menos pobladas como Bacalar y Felipe Carrillo Puerto presentan una densidad poblacional de 6.89 hab/km² y 6.49 hab/km², respectivamente [204]. Tomando en cuenta la densidad de población de las principales ciudades en la zona de estudio, el factor de riesgo relacionado a la densidad poblacional se clasificó como se muestra en la tabla 3.5.

Tabla 3.5. Categoría de valores en riesgo según la densidad población.

Densidad de población	Densidad	Categoría
< 50 hab / km ²	Muy Baja	1
50 ≤ – < 500 hab / km ²	Baja	2
500 ≤ – < 1000 hab / km ²	Media	3
1000 ≤ – < 5000 hab / km ²	Alta	4
≥ 5000 hab / km ²	Muy alta	5

2.3.3. Vulnerabilidad

Diferentes factores determinan el grado de vulnerabilidad de las poblaciones en las zonas costeras (*e.g.* ambientales, sociales, económicos, etc.). Se analizaron factores ambientales del sitio de estudio, específicamente los vinculados con la geomorfología y la presencia de ecosistemas a lo largo de la línea de costa con el objetivo de resaltar los lugares que naturalmente son más vulnerables.

Se estimó la vulnerabilidad total (V) a partir de la suma del valor de la vulnerabilidad por la geomorfología del tipo de playa (Vg) y el valor de vulnerabilidad por la ausencia de vegetación y de barrera arrecifal (Vb):

$$V = Vg + Vb$$

2.3.3.1 Tipo de playa

Las características del sedimento juegan un papel fundamental en los procesos hidrodinámicos de las playas. En la zona de estudio son comunes las playas con arena fina y blanca. Así mismo, las playas rocosas formadas por la elevación de la plataforma litoral se extienden interrumpidamente a lo largo de la costa. Las playas con plataforma rocosa reducen más la fuerza de oleaje que las playas arenosas [205], por lo que las playas con plataforma rocosa son menos vulnerables a huracanes que las playas arenosas. En este estudio se identificaron cuatro tipos de playas (sección 2.2) por imágenes satelitales y se jerarquizaron según su nivel de vulnerabilidad. Los cuatro tipos de playas, así como su nivel de vulnerabilidad se presentan en la tabla 3.6.

Tabla 3.6. Geomorfología de playas y vulnerabilidad.

Tipo de playa	Vulnerabilidad de la playa	
Plataforma rocosa	Baja	1
Plataforma rocosa visible con sedimentos arenoso	Mediana	2

Playas con arena primordialmente y restos de plataforma rocosa	Alta	3
Playas arenosas	Muy Alta	4

Por último, los valores de vulnerabilidad se estandarizaron de la siguiente forma:

$$Vg = \frac{Vg_x}{Vg_{max}}$$

Donde Vg es la vulnerabilidad relacionada a la geomorfología o tipo de playa, Vg_x es la vulnerabilidad propia del sitio de interés y Vg_{max} es la máxima vulnerabilidad presente en el Caribe Mexicano de acuerdo a la geomorfología (*i.e.* playa arenosas = 4).

2.3.3.2 Barrera arrecifal y vegetación costera

La barrera arrecifal, así como la vegetación costera, protegen las costas de perturbaciones naturales como los huracanes. Para estimar la resistencia que estos ecosistemas aportan frente a huracanes se utilizó el coeficiente de arrastre de corales y de vegetación (Tabla 3.7). El coeficiente de arrastre es la medida de la resistencia al flujo de un fluido (el oleaje) sobre un cuerpo sólido (*e.g.* el arrecife de coral; [206]). Un coeficiente de arrastre superior señala una mayor disminución de la energía de oleaje y, en consecuencia, una menor vulnerabilidad; por el contrario, un coeficiente de arrastre menor señala una menor disminución de la energía de oleaje y, en consecuencia, una mayor vulnerabilidad.

Tabla 3.7. Coeficiente de fricción del arrecife de coral y coeficiente de arrastre de vegetación en condiciones de tormenta [207,208].

Tipo de vegetación	Coeficientes de arrastre y de fricción*	Referencia
Arrecife de coral	0.2*	[207]
Pastos marinos	0.13	[209]
Herbáceas	0.25	[210]
Leñosas	1.69	[211]

La vulnerabilidad por la ausencia de la barrera arrecifal y la vegetación se determinó como uno menos la proporción de protección real del sitio con respecto la máxima protección posible:

$$Vb = 1 - \frac{Pa_x}{Pa_{max}}$$

Donde Vb es la vulnerabilidad por ausencia de protección de los ecosistemas, Pa_{max} es la máxima protección que ofrecen los ecosistemas y Pa_x es la protección presente en el sitio de interés. La mayor protección de la costa (Pa_{max}) corresponde a un sitio con presencia de barrera arrecifal y de pastos marinos en la parte marina y plantas maderables en la parte terrestre. El máximo valor de protección es 2.27, de este 0.2 corresponde a la presencia de barrera arrecifal, 0.13 a la presencia de pastos marinos y 1.69 a la presencia de vegetación maderable en la zona de playa. Mientras que, la protección del área (Pa_x) se determinó sumando los coeficientes de fricción y los coeficientes de arrastre del arrecife de coral y la vegetación, respectivamente, presentes en el área evaluada.

La presencia de los corales y la identificación de la vegetación se tomó de la caracterización de la costa realizada en la sección 2.2. Para la vegetación terrestre, en los casos de más de una forma de vida vegetal predominante, se tomaron en cuenta las dos formas de vida más abundantes y cada una de estas aportó sólo el 50% de su valor de coeficiente de arrastre en el cálculo de vulnerabilidad. Además, los arbustos, árboles y el mangle se juntaron en la categoría de forma de vida leñosa porque el coeficiente de arrastre usado para las tres formas de vida es el mismo.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterización de la línea de costa

El suelo sin señales de urbanización constituye el 75.74 % de la línea de costa. No obstante, sólo el 48.90 %, equivalente a 428 km, se mostró sin alteración aparente en la cobertura vegetal. El restante 51.10 %, equivalente a 447 km, de la línea de costa presentó al menos algún tipo de intervención humana evidenciado por la presencia de infraestructura y/o la remoción de la vegetación (Fig. 3.8, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape “IndiceRiesgo” adjunto a esta tesis). De los 212.4 km de línea de costa con suelo de vocación, el 17.47 % se vinculó con actividades relacionadas al turismo, en el 4.24 % se encontró infraestructura habitacional y en el 2.55 % infraestructura de servicios (Fig. 3.9, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape “IndiceRiesgo” adjunto a esta tesis).

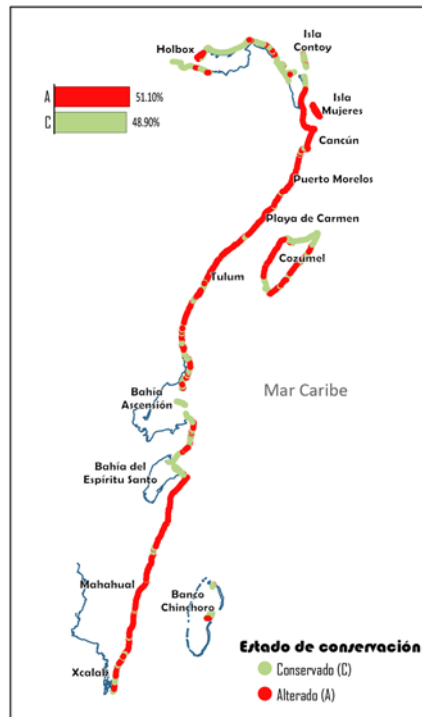


Figura 3.8. Estado de conservación a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de los estados presentes en la línea de costa

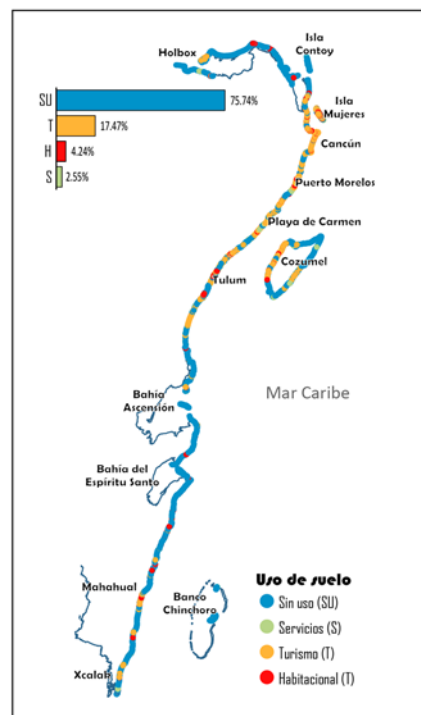


Figura 3.9. Uso de suelo a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de cada uso de suelo en la línea de costa

Con respecto a la cobertura vegetal, las herbáceas y formas de vida leñosas (arbusto y árboles) fue la combinación predominante en el Caribe Mexicano. Esta combinación herbáceas y leñosas representan el 36.46 % de la línea de costa. Los manglares como principal forma de vida se presentaron en el 20.32 % de la línea de costa. En el tercer puesto, las herbáceas se observaron en un 16.13 % de la línea de costa. La combinación de manglar con herbáceas se presentó en 9.01 % de la línea de costa, mientras que, las formas de vida leñosas se presentaron en 8.69 % de la línea de costa. La combinación de manglar con plantas leñosas es la menos común en la zona, sólo se presenta en 5.47 % de la línea de costa. Por último, las áreas sin vegetación representan el 3.93 % de la línea de costa (Fig. 3.10, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape “IndiceRiesgo” adjunto a esta tesis). En la parte marina, se contabilizó que un 21.72 % de la línea de costa presenta pastos marinos (Fig. 3.11, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape “IndiceRiesgo” adjunto a esta tesis).

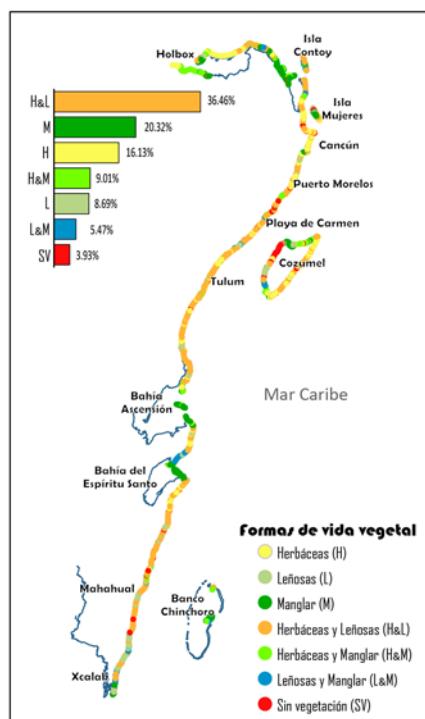


Figura 3.10. Formas de vida vegetal presentes a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de costa que ocupa cada forma de vida



Figura 3.11. Distribución de la presencia de pastos marinos a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de costa con presencia y ausencia de pastos marinos

La mayoría de las playas presentan sedimento arenoso. Las playas con arena representan el 77.85 % de la línea de costa. Las playas con plataforma rocosa emergida representaron el 10.81 % de la línea de costa. Las playas con plataforma rocosa visible y sedimentos arenoso se presentaron en el 4.78 % de la línea de costa. Mientras que, las playas con arena y restos de plataforma rocosa las playas se presentaron en el 4.71 % de la línea de costa (Fig. 3.12, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape “IndiceRiesgo” adjunto a esta tesis). La línea de costa que presentó barrera arrecifal paralela a la playa corresponde a un 21.65 % de la línea de costa (Fig. 3.13, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape “IndiceRiesgo” adjunto a esta tesis).

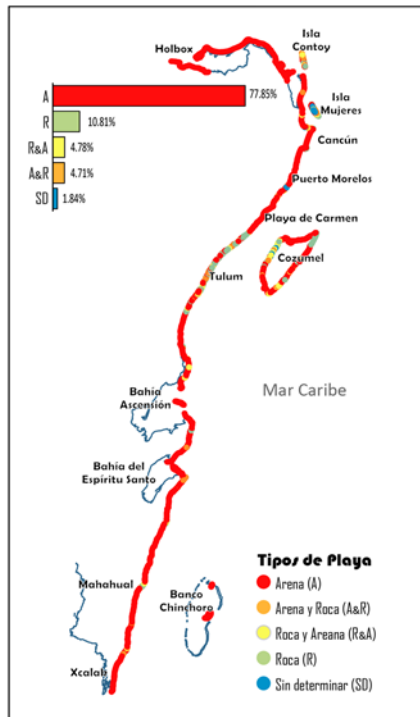


Figura 3.12. Tipos de playa presentes a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de costa que ocupa cada tipo de playa



Figura 3.13. Distribución de la presencia de barrera arrecifal a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano y porcentaje de costa con presencia y ausencia de barrera arrecifal

3.2. Índice de riesgo por huracanes

El factor de riesgo, vinculado a la densidad poblacional dentro de los primeros 50 m tierra adentro, es mayor en la zona de la costa maya (zona sur) y en la zona más al norte del estado de Quintana Roo que en Cancún y la zona de la Riviera Maya (de Puerto Morelos a Tulum). Una gran cantidad de segmentos de costa están despoblados. Estos segmentos son pequeñas áreas de apenas unos metros hasta grandes áreas de kilómetros y se encuentran distribuidos heterogéneamente a lo largo de la línea de costa (Fig. 3.14b, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape “IndiceRiesgo” adjunto a esta tesis). Los segmentos despoblados tienen un valor de riesgo cero y en consecuencia producen un valor de cero (o sin riesgo) en el índice de riesgo. La vulnerabilidad de la costa es consecuencia de la combinación de diferentes factores ambientales. Los diferentes arreglos de los diferentes factores biológicos y morfológicos generan una gran variación de la vulnerabilidad a lo largo de la línea de costa. Áreas que cuentan con la presencia de una plataforma rocosa visible y vegetación leñosa (*e.g.* la zona noreste de Cozumel, la zona al norte de Tulum, la zona de Xcalak, la parte este de Isla Contoy y los alrededores de la bahía Ascensión y del Espíritu Santo) se asociaron con niveles bajos de vulnerabilidad (Fig. 3.14c, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape “IndiceRiesgo” adjunto a esta tesis).

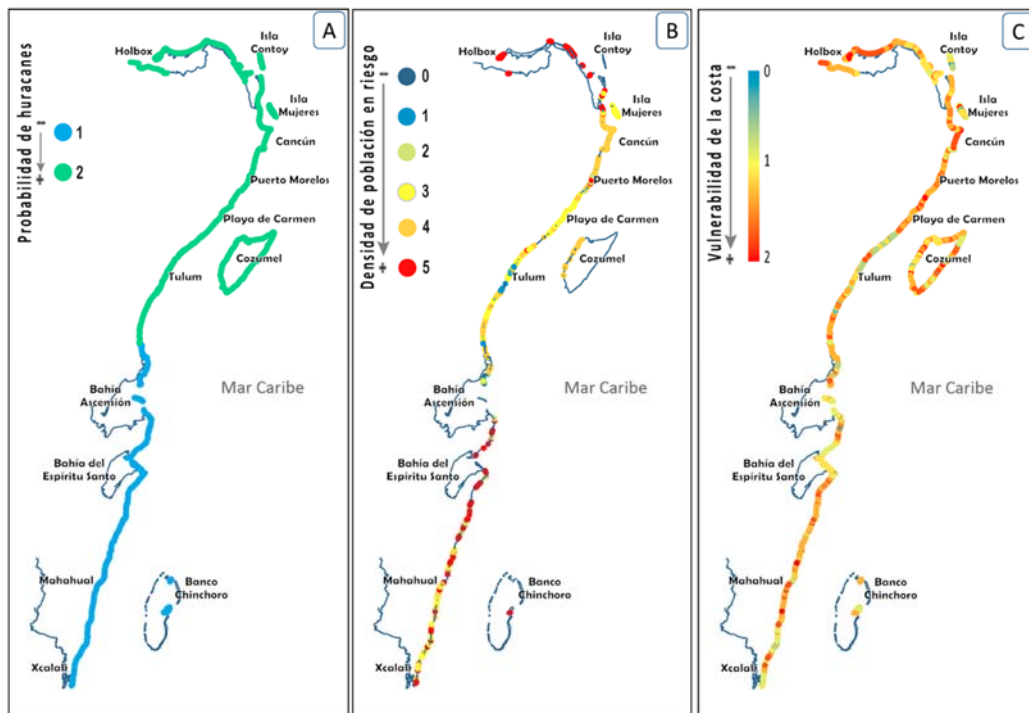


Figura 3.14. Factores de riesgo a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano empleados en el cálculo del riesgo por huracanes; A. Probabilidad de huracanes categoría 3 a 5 en la época de ciclones (junio a noviembre); B. Densidad de población en riesgo; C. Vulnerabilidad de la costa

El riesgo por huracanes al que está expuesta la población a lo largo de la costa del Caribe Mexicano se presenta en la figura 3.15. En la mayor parte de la línea de costa del Caribe Mexicano (82.96 %), la población no presenta riesgo por huracanes. Este alto porcentaje es originado por las zonas despobladas. El 1.25 % y el 5.28 % de la línea de costa presentaron un riesgo muy bajo y bajo, respetivamente. La costa maya y el área de la reserva de Sian Ka'an en su mayoría prestan riesgo muy bajo y bajo debido principalmente a una menor probabilidad de huracanes y a la baja densidad de población. El riesgo medio por huracanes ocurre en el 5.51 % de la línea de costa y es la segunda categoría de mayor presencia después de las áreas sin riesgo. Las áreas con riesgo medio por huracanes se distribuyen a lo largo de toda la línea de costa sin un patrón determinado. El riesgo alto se calculó para el 4.11 % de la línea de costa y se presentan principalmente en Puerto Morelos y Cancún. Así mismo, esta categoría de riesgo se presentó esparcida irregularmente a lo largo de la costa entre Tulum y Puerto Morelos en segmento de decenas a cientos de metros. Sólo el 0.89 % de la línea de costa presenta un muy alto riesgo por huracanes en la costa del Caribe Mexicano (Fig. 3.16, los segmentos de la línea de costa se pueden consultar con mayor detalle en el shape "IndiceRiesgo" adjunto a esta tesis). La zona de Cancún, Puerto Morelos, Playa del Carmen y Holbox presentan un índice de riesgo muy alto como consecuencia de tres factores principalmente: 1) playas de arena; 2) alta probabilidad de huracán mayor (categoría 3 a 5) con respecto a la zona sur (el doble) y; 3) alta densidad poblacional (poblacional y por turismo). Además, a excepción de Puerto Morelos, estas zonas no cuentan con una barrera arrecifal y formas de vida vegetal leñosas que disminuyan la energía de oleaje de los huracanes por lo que su vulnerabilidad es alta.

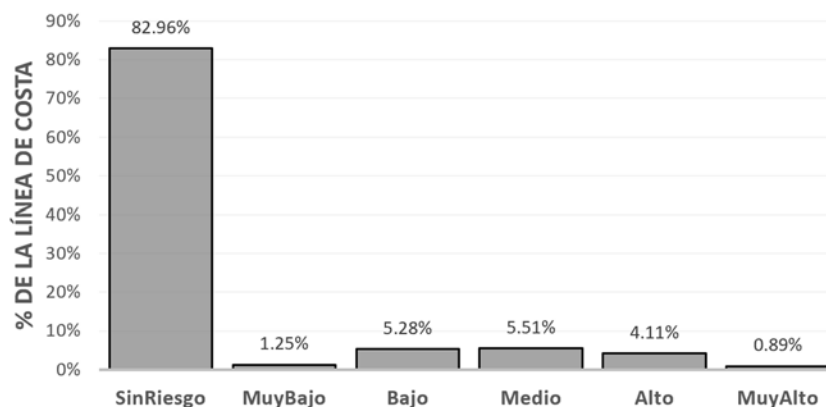


Figura 3.15. Porcentaje de las diferentes categorías de riesgo por huracanes del Caribe Mexicano

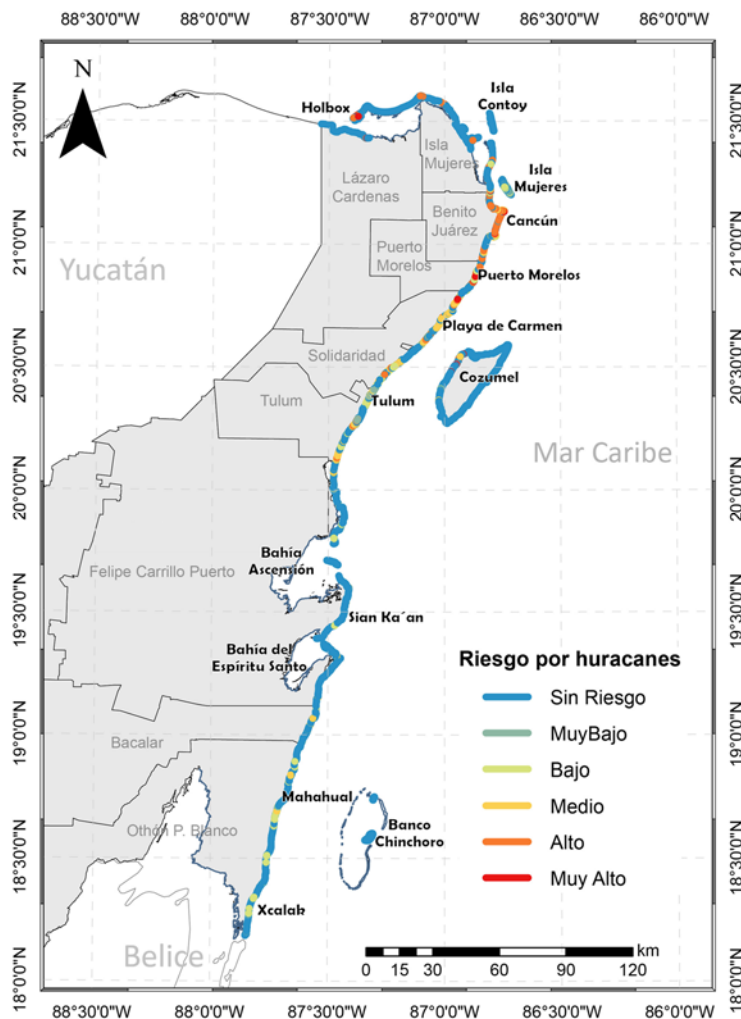


Figura 3.16. Niveles de riesgo por huracanes a lo largo de la línea de costa del Caribe Mexicano

4. DISCUSIÓN

Los índices de riesgo son una herramienta útil para valorar el peligro al que están expuestas las poblaciones humanas. De manera conceptual, el riesgo ha sido calculado como el producto del peligro, la exposición y la vulnerabilidad en una gran variedad de estudios. De manera particular, el cálculo del riesgo varía de acuerdo a los objetivos de cada estudio y al considerar los diferentes atributos del peligro, la exposición y vulnerabilidad.

El riesgo por huracanes para la población que vive en la franja costera (50 m) del Caribe Mexicano fue evaluado a partir de datos geoespaciales y demográficos de amplia divulgación. La metodología utilizada se basa en el trabajo de Kron [181] que considera el riesgo como un mecanismo de valoración de un bien, tal y como lo consideraría una compañía de seguros, aunque en este estudio

no se consideraron las repercusiones económicas de las áreas con diferentes niveles de riesgo. Para este estudio se buscaron variables que pudieran ser valoradas cuantitativamente en primera instancia. A excepción del tipo de playa, el peligro, la exposición o valores en riesgo y la vulnerabilidad relacionada a los ecosistemas cumplen con este objetivo, por lo que cada uno de los valores de estas variables representan medidas proporcionales. Posteriormente, los valores se convirtieron en niveles jerárquicos para facilitar su interpretación. Mientras se cuente con una buena caracterización de la costa, la metodología es rápida y sencilla de desarrollar, por lo que podría ser útil para la evaluación de otras áreas de interés. No obstante, al igual que otras metodologías, es importante considerar las limitaciones de este estudio al momento de proponer estrategias de manejo de riesgo.

El trabajo de caracterización se realizó a una escala espacial muy grande (alrededor de 1:500) para identificar lo mejor posible la infraestructura presente a lo largo de la costa y su uso. Este nivel de detalle permitió ubicar casas y alquileres vacacionales difíciles de identificar trabajando a escalas menores. Como consecuencia, se presume una gran precisión en la localización de las zonas habitadas. En varias áreas rurales no se cuenta con registro de población, sin este detalle de trabajo no se podrían identificar todas las áreas pobladas, lo que generaría estrategias de manejo de riesgo inadecuadas.

Únicamente el 4.24 % de la franja frente a la playa es de uso habitacional, el 17.47 % tiene algún uso turístico y la mayor parte de la costa no está habitada. A lo largo de toda la costa del Caribe Mexicano, pero especialmente en la parte sur, existen colonias que no cuentan con registro de censo, como se mencionó anteriormente. En estas áreas se determinó usar el promedio de densidad poblacional de la zona. Así mismo, no se contó con información suficiente para determinar la población flotante en los alquileres vacacionales por lo que se estimó su densidad poblacional a partir del valor medio de la capacidad de la mayoría de los alquileres en renta y su área promedio. De igual manera en el caso de los hoteles, la densidad poblacional se calculó a partir promedios por municipio de diferentes datos de turismo reportados en las bases de la secretaria de turismo de México y de Quintana Roo. Estas estimaciones son una limitación del estudio ya que podría subestimar o sobre estimar el valor de la densidad poblacional y por ende el índice de riesgo. Sin embargo, se consideraron pertinente y preferibles a no evaluar las áreas, que si bien son pequeñas individualmente se distribuyen en gran parte de la costa, además de que, se observó que estos valores estimados caen dentro de los parámetros de la densidad poblacional de cada área.

En este trabajo se consideró estimar la vulnerabilidad por medio de modelaciones hidrodinámicas, como se propone en el trabajo de Reguero *et al.* [212], sin embargo, se decidió tomar en cuenta sólo la presencia de la vegetación y de los corales debido a la falta de varios datos que alimentan los modelos hidrodinámicos; *e.g.*, no se cuentan con una batimetría fina de aguas poco profundas, ni con la suficiente cantidad de transectos medidos, ni con datos de campo de las especies vegetales, ni de su extensión, o de los coeficientes de arrastre específicos para cada especie vegetal. Con lo cual algunas de las variables, necesarias para establecer el modelo hidrodinámico, tendrían que haber sido estimadas. Además, el cálculo de transecto a cada 10 m a lo largo de los 875.262 km de costa sería computacionalmente costoso.

El Caribe Mexicano es una zona de tránsito de huracanes y en varios trabajos han abordado las consecuencias que las tormentas ocasionan en la costa [105,106,108]. Sin embargo, son pocos los estudios que evalúan la vulnerabilidad, la exposición y el peligro para determinar el nivel de riesgo a la población por huracanes en el Caribe Mexicano. Uno de estos trabajos es el de Reguero *et al.* [212], en donde se evalúa el nivel de riesgo de la costa por inundaciones y el aumento del nivel del mar. En este trabajo, la vulnerabilidad es valorada a partir de las áreas inundadas bajo un modelo hidrodinámico con y sin barrera arrecifal y con y sin dunas (tomando en cuenta sólo la elevación del terreno). Los valores expuestos son la población, al igual que en este trabajo, y la infraestructura de hoteles y de vivienda. Mientras que, los eventos amenazantes o peligro son las inundaciones ocasionadas por los huracanes.

Es difícil comparar el riesgo área por área en el trabajo de Reguero *et al.* [212] y en este trabajo debido a que las metodologías utilizadas son diferentes. En el caso de Reguero *et al.* [212] los resultados son expresados en términos de personas protegidas ante inundaciones y en el presente estudio los resultados se expresan por nivel de riesgo a lo largo de la costa. A diferencia de Reguero *et al.* [212], en este estudio se estima la población no censada y los turistas que ocupan el área de estudio. Así mismo, este trabajo provee una forma sencilla de evaluar, en grandes áreas, la protección que la vegetación terrestre, los pastos marinos y la barrera arrecifal brindan a la población y la consecuente vulnerabilidad que representa no tener estos ecosistemas. Ambos trabajos resultan relevantes para la zona de estudio y concuerdan en que la falta de protección de los ecosistemas es un factor determinante en la vulnerabilidad de la costa. Además, Reguero *et al.* [212] señalan que los segmentos de costa que presentan barrera arrecifal son evaluados con una menor vulnerabilidad y

riesgo, lo que es especialmente importante en zonas densamente pobladas como Cancún, Puerto Morelos y Playa del Carmen.

El índice de riesgo es una herramienta importante para establecer los planes de manejo de riesgo, así como, los planes de manejo de zona costera. Todas las áreas con riesgo y sus poblaciones, por pequeñas que sean, deben ser consideradas en las estrategias de protección de la población. Así mismo, es importante hacer notar la protección que proveen los ecosistemas y el aumento de vulnerabilidad cuando estos no están presentes. A largo plazo la conservación disminuye el dinero que se invierte para disminuir la vulnerabilidad ocasionada por perder los servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas. Por tanto, los planes de manejo de riesgo deben de considerar a corto, mediano y largo plazo tanto a la población como la conservación de los ecosistemas y sus servicios.

5. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos podemos señalar que la parte norte del Caribe Mexicano presenta un mayor nivel de riesgo que la parte sur. En el norte del Caribe Mexicano se presentó una mayor densidad de población y de turismo lo que aumentó su valor de riesgo o exposición. Además, en esta área las playas son en su mayoría de arena fina y tiene una vulnerabilidad alta en los segmentos de playa sin barrera arrecifal y sin vegetación terrestre. Aunado a esto, la probabilidad de huracanes es del doble que en la zona sur.

La configuración del paisaje es determinante en los servicios ecosistémicos de protección. Las playas con arena son más propensas a erosionarse y disminuyen menos la energía de oleaje por fricción. Las áreas con vegetación y barrera arrecifal reducen la energía del oleaje de los huracanes, protegiendo la costa y disminuyendo su nivel de vulnerabilidad. Las playas al norte del Caribe Mexicano fueron las más vulnerables debido a que sus playas son principalmente de arena y su estructura vegetal está ausente o consta principalmente de herbáceas, además de que no presentan una barrera arrecifal.

Los resultados pueden ser incorporados a un plan de manejo para proponer estrategias de manejo de riesgo que consideren la población que está en riesgo, el peligro que puede presentarse en cada área y la vulnerabilidad del sitio. Una adecuada planeación e implementación de manejo de riesgo puede salvar vida y disminuir las pérdidas económicas originadas por los huracanes.

CAPÍTULO 4

Consideraciones Finales

El manejo integral de las zonas costeras es una tarea compleja tanto desde el punto de vista social como ecológico. Desde un punto de vista social, el manejo de las áreas debería tratar de alcanzar los objetivos de desarrollo sostenibles propuestos por la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (pobreza cero, hambre cero, vida sana, educación de calidad, igualdad de género y trabajo digno), además de satisfacer las necesidades específicas de la población humana en el lugar de estudio. Desde una perspectiva ecológica, el manejo debe ser sostenible, lo que implica que los desarrollos humanos no deben causar el agotamiento de los recursos naturales ni poner en riesgo al medio ambiente.

En México, la gestión y el manejo de mares y costas están sujetos a una vasta cantidad de normativas e instrumentos de planeación (Fig. 4.1). El MIZC en México está fuertemente vinculado con los ordenamientos ecológicos. Estas herramientas dan los lineamientos que rigen las estrategias de gestión de la zona costera. La gran cantidad y variedad de instrumentos, junto con las dependencias que los implementan, dificultan la integración de todas las normativas [213]. Por lo general, cada dependencia tiene objetivos particulares. Las dependencias sectoriales (*e.g.* pesca, energía, minería) están enfocadas en cumplir metas de producción, las dependencias de protección ambiental y manejo sostenible de recursos naturales ponen un mayor peso en la salud de los ecosistemas, y las dependencias sociales se preocupan más por el bienestar humano [213].

Los planes de desarrollo de ciudades y poblados en la costa del Caribe Mexicano deben considerar alrededor de 45 leyes y reglamentos sobre desarrollo urbano y protección ambiental [214]. Sin embargo, muchas veces estas leyes se han ignorado para fomentar actividades económicas. Por ejemplo, el turismo promueve la creación de empleos y un impacto económico positivo en >70% del PIB en el estado de Quintana Roo [50,64], por lo que se siguen promoviendo proyectos turísticos a pesar de las perturbaciones que esta actividad ocasiona en los ecosistemas. Los conflictos de intereses que representan los beneficios económicos por un lado y la sostenibilidad de los ecosistemas por otro, representan un gran reto para el MIZC en muchas áreas del Caribe.

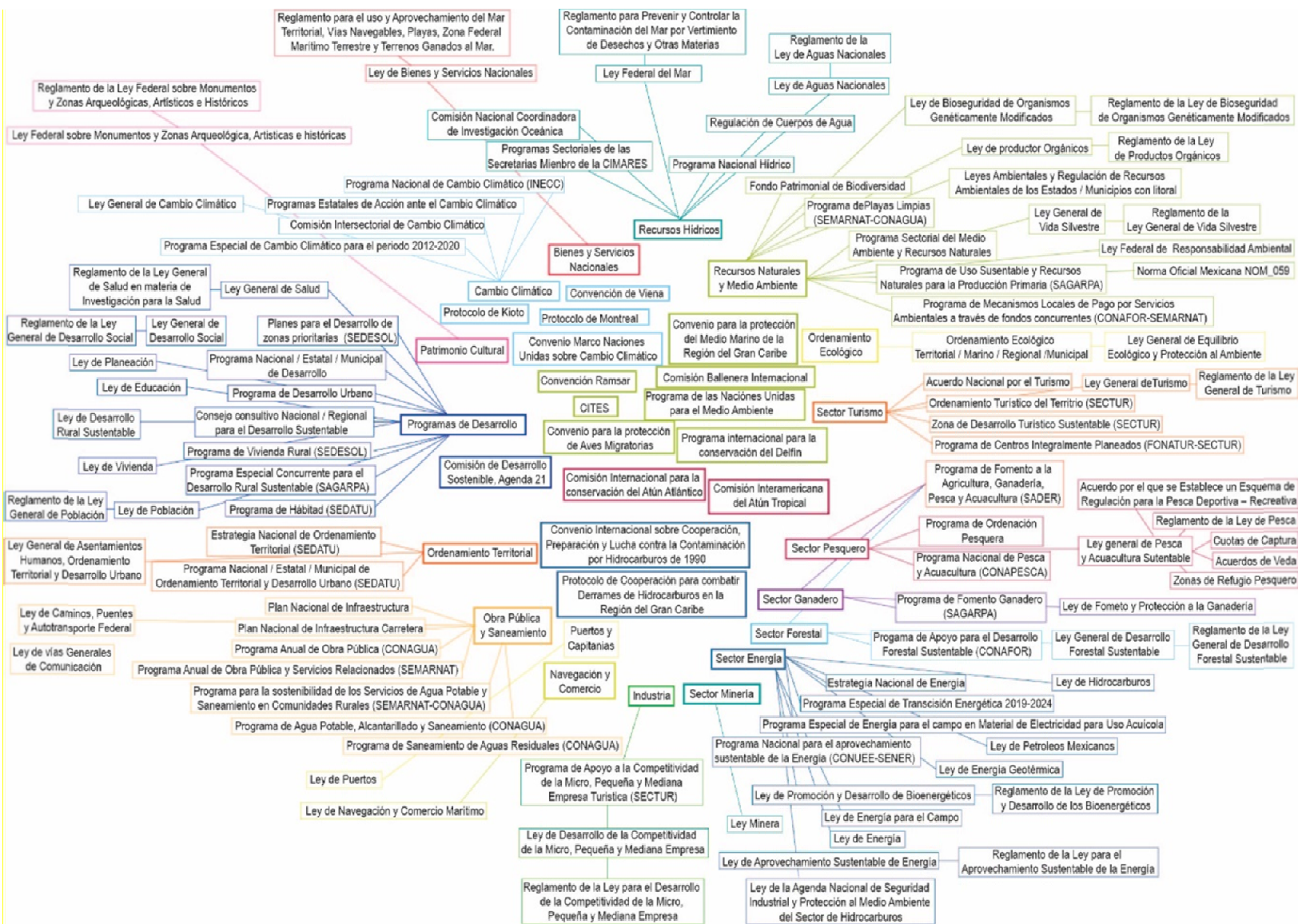


Figura 4.1. Instrumentos planeación y regulación que rigen la gestión de costas y mares en México
(Elaboración propia con información de [215])

El análisis de las perturbaciones y el índice de riesgo pueden ayudar a comprender las presiones subyacentes de un sistema causadas por el desarrollo antropogénico, proporcionando así orientación sobre dónde fijar los límites del uso de los recursos naturales o de la ocupación del medio natural para evitar comprometer la integridad del sistema en cuestión. Debido a la capacidad de recuperación de muchos ecosistemas (véanse las cuencas de atracción en la Fig. 2.1 del capítulo 2), a menudo resulta difícil detectar el punto crítico en el que se produce un posible cambio de régimen. El aumento del número de perturbaciones, así como el incremento de su frecuencia, duración e intensidad, disminuye la estabilidad del ecosistema, aumentando así la probabilidad de que se produzca un cambio de régimen [39].

Los datos asociados con las perturbaciones antropogénicas son particularmente útiles para evaluar los impactos o las consecuencias de las actividades humanas. Mientras que los datos de peligro, exposición y vulnerabilidad se conjugan para evaluar el papel que juegan los ecosistemas en el riesgo de la población ante fenómenos naturales como los huracanes. La información evaluada puede ser incorporada a marcos de trabajo como DPSIR (Drivers-Pressure-State-Impact-Response) [216]; DAPSI(W)R(M) (Driver – Activity – Pressure – State of Change – Impacts (on Welfare) – Responses (through Measures)) [217] y DESCR (Drivers – Exchanges – States – Consequences – Responses) [178].

Según el marco DESCR, los impulsores se consideran como cualquier factor que pueda estimular alguna forma de flujo de masa y energía, ya sea natural (perturbaciones naturales) o antropogénico (perturbaciones inducidas por el hombre) y de origen local, regional o global. Los efectos de estos impulsores se reflejan luego en los intercambios de flujo de masa o energía que modifican el medio ambiente y se manifiestan como procesos crónicos a largo plazo (*e.g.*, entrada gradual de nutrientes) o procesos que aparecen de forma episódica (*e.g.*, el paso de un huracán). En este marco, la evaluación de las consecuencias (*e.g.*, sociales, económicas o en los servicios ecosistémicos) ayuda a proporcionar respuestas potenciales para el manejo de costa adaptativo (*e.g.*, tratamiento de aguas residuales, restauración de lechos de pastos marinos) [178].

Por ejemplo, una perturbación importante en el municipio de Benito Juárez ha sido el cambio de uso de suelo asociado con la creación de la zona hotelera en Cancún. La urbanización resultante (principalmente calles y edificios) ha afectado prácticamente al 100% de la isla barrera (conocida como zona hotelera) que rodea el sistema lagunar de Nichupté. Los huracanes Gilbert en 1988 y

Wilma en 2005 provocaron cambios en el comportamiento morfodinámico de la isla barrera [105,218,219]. Hasta fines de la década de 1960, la isla barrera estaba deshabitada y comprendía dunas de arena y playas ubicadas entre manglares, lagunas y paisajes de selva tropical [220]. Las pequeñas ensenadas intermitentes que se formaron durante las tormentas severas y los sistemas dunares saludables permitieron la recirculación de agua y sedimentos entre el mar y la laguna, manteniendo el equilibrio natural de los sedimentos y un sistema dinámico playa-duna. Dado que la construcción masiva, en forma de infraestructura turística, se ha llevado a cabo durante las últimas cinco décadas, la isla barrera, en términos morfodinámicos, ahora actúa como una presa de hormigón gigante [105,219]. Durante la intensa actividad de las olas y las mareas de tormenta, la playa sufre una transformación, con sedimentos saliendo de la duna hacia el mar. Sin embargo, en ausencia de dunas, cuando las olas golpean los edificios que se han levantado frente a la playa, la energía de las olas ya no se disipa en el mismo grado. La reflexión de las olas, inducida por la infraestructura costera, aumenta la intensidad del oleaje y hace que el sedimento se mueva, saliendo de la celda litoral. Otra consecuencia de la construcción de infraestructura es una reducción significativa en la renovación de agua dentro del sistema lagunar Nichupté. El mayor tiempo de retención ha llevado a lo siguiente: (1) eutrofización crónica debido al intercambio limitado de agua con la laguna Nichupté, (2) la inundación de la isla de barrera se ha vuelto más frecuente y por períodos más largos debido a la falta de drenaje causado por la presencia de superficies pavimentadas que limitan la percolación al subsuelo e infraestructura sólida que impide la escorrentía superficial eficiente hacia el mar y la laguna, y (3) la pérdida de playas y dunas asociada con el aumento del transporte de sedimentos mar adentro [105].

Tras el paso del huracán Gilbert en 1988, en Cancún se llevaron a cabo medidas inadecuadas de remediación estructural lo que provocó una mayor disminución de la resiliencia del sistema, como resultado de no haber identificado adecuadamente las perturbaciones antropogénicas [221] ni la vulnerabilidad del sitio. Tras el paso del huracán Wilma en 2005, quedó claro que las respuestas habían sido inadecuadas en el pasado y que las consecuencias socioeconómicas del daño eran mucho más significativas. Se tomó la decisión de, como medida de remediación, dotar de regeneración artificial a dos playas (importando más de 8 millones de m³ de arena) [222] y construir una estructura de protección de playa en la zona norte de Cancún. Sin embargo, según Martell *et al.* [109], el desequilibrio morfodinámico de la isla barrera de Cancún es un problema continuo, y futuras perturbaciones por huracanes o tormentas impactarán críticamente el área y crearán un estado crítico nuevamente.

Las experiencias pasadas nos han demostrado la importancia de estudiar las características del sitio antes de establecer planes de manejo integral de zona costera y estrategias de restauración. En este trabajo se desarrollaron dos metodologías, una para la identificación de perturbaciones, sus causas y consecuencias y otra para valorar la vulnerabilidad y el riesgo de un área de interés. Ambas metodologías buscan proporcionar un amplio panorama de la situación de la costa del Caribe Mexicano con el objetivo de contribuir a desarrollar planes de manejo integral de zona costera adecuados a las condiciones del sitio de estudio y sostenibles a lo largo del tiempo.

Referencias

1. Ahlhorn, F. Historical Annotations BT - Integrated Coastal Zone Management: Status, Challenges and Prospects. In; Ahlhorn, F., Ed.; Springer Fachmedien Wiesbaden: Wiesbaden, 2018; pp. 13–34 ISBN 978-3-658-17052-3.
2. Carter, H.N.; Schmidt, S.W.; Hirons, A.C. An International Assessment of Mangrove Management: Incorporation in Integrated Coastal Zone Management. *Diversity* 2015, 7, 74–104.
3. Schernewski, G. Integrated Coastal Zone Management BT - Encyclopedia of Marine Geosciences. In; Harff, J., Meschede, M., Petersen, S., Thiede, J., Eds.; Springer Netherlands: Dordrecht, 2016; pp. 363–365 ISBN 978-94-007-6238-1.
4. Sorensen, J. The international proliferation of integrated coastal zone management efforts. *Ocean Coast. Manag.* **1993**, 21, 45–80, doi:[https://doi.org/10.1016/0964-5691\(93\)90020-Y](https://doi.org/10.1016/0964-5691(93)90020-Y).
5. Massoud, M.A.; Scrimshaw, M.D.; Lester, J.N. Integrated coastal zone and river basin management: a review of the literature, concepts and trends for decision makers. *Water Policy* **2004**, 6, 519–548, doi:10.2166/wp.2004.0034.
6. Cicin-Sain, B.; Belfiore, S. Linking marine protected areas to integrated coastal and ocean management: A review of theory and practice. *Ocean Coast. Manag.* **2005**, 48, 847–868, doi:<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.01.001>.
7. Haines-Young, R.; Potschin, M. Integrated Coastal Zone Management and the Ecosystem Approach. *Deliv. D2.1. PEGASO Task 2.1A* **2011**, 17.
8. United Nations Conferences | Environment and sustainable development Available online: <https://www.un.org/en/conferences/environment> (accessed on Oct 8, 2022).
9. SEMARNAT Estrategia Nacional para el Ordenamiento Ecológico del Territorio en Mares y Costas Available online: [https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/publicaciones_conagua/Archivos de la SEMARNAT/Ordenamiento Ecologico/Ordenamiento-Mares y Costas2007.pdf](https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/publicaciones_conagua/Archivos%20de%20la%20SEMARNAT/Ordenamiento%20Ecologico/Ordenamiento-Mares%20y%20Costas2007.pdf) (accessed on Oct 8, 2022).
10. van Eck, N.J.; Waltman, L. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics* **2010**, 84, 523–538, doi:10.1007/s11192-009-0146-3.
11. EC *Towards a European integrated coastal zone management (ICZM) strategy: General principles and policy options*; European Commission: DG Environment, 1999; ISBN 92-828-6463-4.
12. Sorensen, J. National and international efforts at integrated coastal management: Definitions, achievements, and lessons. *Coast. Manag.* **1997**, 25, 3–41, doi:10.1080/08920759709362308.
13. Ahlhorn, F. *Integrated Coastal Zone Management: Status, Challenges and Prospects*; Wasser: Ökologie und Bewirtschaftung; Springer Fachmedien Wiesbaden, 2018; ISBN 9783658170523.
14. Ramsar *Coastal management: Wetland issues in Integrated Coastal Zone Management*; 4th ed.; Ramsar Convention Secretariat: Gland, Switzerland, 2010;

15. Clark, J.R. *Integrated management of coastal zones*; FAO Fisheries Technical Paper. No. 327: Rome, 1992;
16. Post, J.C.; Lundin, C.G. *Guidelines for integrated coastal zone management*; The World Bank, 1996; ISBN 978-0-8213-3735-6.
17. GESAMP *The contributions of science to integrated coastal management.*; GESAMP(05).; FAO: Rome, 1996; ISBN 9251038562.
18. Turner, R.K.; Adger, W.N.; Crooks, S.; Lorenzoni, I.; Ledoux, L. Sustainable coastal resources management: principles and practice. *Nat. Resour. Forum* **1999**, *23*, 275–286, doi:<https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.1999.tb00916.x>.
19. Stojanovic, T.; Ballinger, R.C.; Lalwani, C.S. Successful integrated coastal management: measuring it with research and contributing to wise practice. *Ocean Coast. Manag.* **2004**, *47*, 273–298, doi:<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.08.001>.
20. McLachlan, A.; Brown, A.C. 15 - Coastal Zone Management. In; McLachlan, A., Brown, A.C.B.T.-T.E. of S.S. (Second E., Eds.; Academic Press: Burlington, 2006; pp. 303–323 ISBN 978-0-12-372569-1.
21. ACS Ten Guiding Principles for Marine and Coastal Management Available online: <https://australiancoastalsociety.org.au/acs-blog/2018/05/guiding-principles-for-marine-and-coastal-management/> (accessed on Feb 10, 2022).
22. NZAC Coastal management principles Available online: <https://www.doc.govt.nz/about-us/statutory-and-advisory-bodies/nz-conservation-authority/policies/coastal-management-principles/> (accessed on Oct 5, 2022).
23. Ali, S.; Darsan, J.; Singh, A.; Wilson, M. Sustainable coastal ecosystem management – An evolving paradigm and its application to Caribbean SIDS. *Ocean Coast. Manag.* **2018**, *163*, 173–184, doi:<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.06.004>.
24. Turner, R.K.; Schaafsma, M.; Mee, L.; Elliott, M.; Burdon, D.; Atkins, J.P.; Jickells, T. Conceptual Framework BT - Coastal Zones Ecosystem Services: From Science to Values and Decision Making. In; Turner, R.K., Schaafsma, M., Eds.; Springer International Publishing: Cham, 2015; pp. 11–40 ISBN 978-3-319-17214-9.
25. Ehler, C.; Douvère, F. *Marine spatial planning: a step-by-step approach*; (IOC Manua.; UNESCO: Paris, France, 2009;
26. Wang, G.; Mang, S.; Cai, H.; Liu, S.; Zhang, Z.; Wang, L.; Innes, J.L. Integrated watershed management: evolution, development and emerging trends. *J. For. Res.* **2016**, *27*, 967–994, doi:[10.1007/s11676-016-0293-3](https://doi.org/10.1007/s11676-016-0293-3).
27. Nobre, A.M. An Ecological and Economic Assessment Methodology for Coastal Ecosystem Management. *Environ. Manage.* **2009**, *44*, 185–204, doi:[10.1007/s00267-009-9291-y](https://doi.org/10.1007/s00267-009-9291-y).
28. Chua, T.E.; Scura, L.F. *Integrative framework and methods for coastal areas*; ICLARM Con. Proc. 37, 1992; ISBN 971-8709-32-0.
29. Olsen, S.B. Frameworks and indicators for assessing progress in integrated coastal management initiatives. *Ocean Coast. Manag.* **2003**, *46*, 347–361, doi:[https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(03\)00012-7](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(03)00012-7).

30. Vestergaard, O.; Agardy, T.; Sherwood, K.; Davis, J. *Taking Steps Towards Marine and Coastal Ecosystem-based Management - An Introductory Guide (UNEP 2011)*.; 2011; ISBN 978-92-807-3173-6.
31. Silva, R.; Chávez, V.; Bouma, T.J.; van Tussenbroek, B.I.; Arkema, K.K.; Martínez, M.L.; Oumeraci, H.; Heymans, J.J.; Osorio, A.F.; Mendoza, E.; et al. The Incorporation of Biophysical and Social Components in Coastal Management. *Estuaries and Coasts* **2019**, *42*, 1695–1708, doi:10.1007/s12237-019-00559-5.
32. Newman, E.A. Disturbance Ecology in the Anthropocene. *Front. Ecol. Evol.* **2019**, *7*, 147, doi:10.3389/fevo.2019.00147.
33. Walker, L.A.; Willig, M.R. An introduction to terrestrial disturbance. In *Ecosystem of the World 16: Ecosystems of Disturbed Ground*; Walker, L.A., Ed.; Elsevier: Amsterdam, 1999.
34. Battisti, C.; Poeta, G.; Fanelli, G. *An Introduction to Disturbance Ecology*; Springer International Publishing: Switzerland, 2016; ISBN 9783319324753.
35. White, P.S.; Pickett, S.T.A. Chapter 1 - Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. In *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*; Pickett, S.T.A., White, P.S.B.T., Eds.; Academic Press: San Diego, 1985; pp. 3–13 ISBN 978-0-08-050495-7.
36. Turner, M.G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* **2010**, *91*, 2833–2849, doi:https://doi.org/10.1890/10-0097.1.
37. Grimm, N.B.; Pickett, S.T.A.; Hale, R.L.; Cadenasso, M.L. Does the ecological concept of disturbance have utility in urban social–ecological–technological systems? *Ecosyst. Heal. Sustain.* **2017**, *3*, 1–18, doi:10.1002/ehs2.1255.
38. Connell, J.H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* **1978**, *199*, 1302–1310, doi:10.1126/science.199.4335.1302.
39. Tett, P.; Gowen, R.J.; Painting, S.J.; Elliott, M.; Forster, R.; Mills, D.K.; Bresnan, E.; Capuzzo, E.; Fernandes, T.F.; Foden, J.; et al. Framework for understanding marine ecosystem health. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2013**, *494*, 1–27, doi:10.3354/meps10539.
40. Sguotti, C.; Cormon, X. Regime Shifts – A Global Challenge for the Sustainable Use of Our Marine Resources BT - YOUMARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other.; Jungblut, S., Liebich, V., Bode, M., Eds.; Springer International Publishing: Cham, 2018; pp. 155–166.
41. Ratajczak, Z.; Carpenter, S.R.; Ives, A.R.; Kucharik, C.J.; Ramiadantsoa, T.; Stegner, M.A.; Williams, J.W.; Zhang, J.; Turner, M.G. Abrupt Change in Ecological Systems: Inference and Diagnosis. *Trends Ecol. Evol.* **2018**, *33*, 513–526, doi:10.1016/j.tree.2018.04.013.
42. Walker, B.; Holling, C.S.; Carpenter, S.R.; Kinzig, A. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecol. Soc.* **2004**, *9*, 5, doi:10.5751/ES-00650-090205.
43. Farina, A. *Principles and methods in landscape ecology: Toward a Science of Landscape*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2006; ISBN 978-1-4020-3327-8.
44. Peters, D.P.C.; Lugo, A.E.; Chapin, F.S.; Pickett, S.T.A.; Duniway, M.; Rocha, A. V.; Swanson, F.J.; Laney, C.; Jones, J. Cross-system comparisons elucidate disturbance complexities and

generalities. *Ecosphere* **2011**, 2, 1–26, doi:10.1890/ES11-00115.1.

45. Burton, P.J.; Jentsch, A.; Walker, L.R. The ecology of disturbance interactions. *Bioscience* **2020**, 70, 854–870, doi:10.1093/biosci/biaa088.
46. De Groot, R.; Van der Perk, J.; Chiesura, A.; van Vliet, A. Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecol. Econ.* **2003**, 44, 187–204, doi:https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00273-2.
47. Mittermeier, R.; Gil, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.; Lamoreux, J.; Fonseca, G. *Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*; Cemex: Monterrey, Mexico, 2004; Vol. 392; ISBN 968-6397-77-9.
48. Ellis, E.A.; Hernández-Gómez, I.U.; Romero-Montero, J.A. Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas* **2017**, 26, 101–111, doi:10.7818/ECOS.2017.26-1.16.
49. Tittensor, D.P.; Mora, C.; Jetz, W.; Lotze, H.K.; Ricard, D.; Berghe, E. Vanden; Worm, B. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* **2010**, 466, 1098–1101, doi:10.1038/nature09329.
50. Banaszak, A.T. Anthropogenic Pollution of Aquatic Ecosystems. In *Contamination of Coral Reefs in the Mexican Caribbean*; Häder, D., Helbling, E.W., Villafañe, V.E., Eds.; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, 2021; pp. 113–129 ISBN 9783030756024.
51. Page, M.J.; McKenzie, J.E.; Bossuyt, P.M.; Boutron, I.; Hoffmann, T.C.; Mulrow, C.D.; Shamseer, L.; Tetzlaff, J.M.; Akl, E.A.; Brennan, S.E.; et al. The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *Int. J. Surg.* **2021**, 88, 1–11, doi:10.1016/j.ijsu.2021.105906.
52. Tello, H.; Castellanos, E. Características geograficas. In *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación, Tomo I*; Pozo, C., Armijo Canto, N., Calmé, S., Eds.; El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), Gobierno del Estado de Quintana Roo y Programa de Pequeñas Donaciones (PPD): Mexico City, 2011; p. 83.
53. Beddows, P.A. Where does the sewage go? The karst groundwater system of municipalidad Solidaridad, Quintana Roo. *AMCS Act. Newsl.* **2002**, 25, 47–52.
54. Bauer-Gottwein, P.; Gondwe, B.R.N.; Charvet, G.; Marín, L.E.; Rebolledo-Vieyra, M.; Merediz-Alonso, G. Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeol. J.* **2011**, 19, 507–524, doi:10.1007/s10040-010-0699-5.
55. Deng, Y.; Young, C.; Fu, X.; Song, J.; Peng, Z.-R. The integrated impacts of human activities and rising sea level on the saltwater intrusion in the east coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Nat. Hazards* **2017**, 85, 1063–1088, doi:10.1007/s11069-016-2621-5.
56. Metcalfe, C.D.; Beddows, P.A.; Bouchot, G.G.; Metcalfe, T.L.; Li, H.; Van Lavieren, H. Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environ. Pollut.* **2011**, 159, 991–997, doi:10.1016/j.envpol.2010.11.031.
57. Pérez-Moreno, J.L.; Iliffe, T.M.; Bracken-Grissom, H.D. Life in the Underworld: Anchialine cave biology in the era of speleogenomics. *Int. J. Speleol.* **2016**, 45, 149–170,

doi:10.5038/1827-806X.45.2.1954.

58. Beddows, P.A.; Smart, P.L.; Whitaker, F.F.; Smith, S.L. Decoupled fresh-saline groundwater circulation of a coastal carbonate aquifer: Spatial patterns of temperature and specific electrical conductivity. *J. Hydrol.* **2007**, *346*, 18–32, doi:10.1016/j.jhydrol.2007.08.013.
59. United Nations Environment Programme -Environment World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC) Ocean Data Viewer Available online: <https://data.unep-wcmc.org/> (accessed on Oct 28, 2021).
60. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) Portal de Información Geográfica Available online: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (accessed on Oct 28, 2021).
61. Ramírez-Barajas, P.; Islebe, G.A.; Torrescano-Valle, N. Perturbación post-huracán Dean en el hábitat y la abundancia relativa de vertebrados mayores de la Selva Maya, Quintana Roo, México. *Rev. Mex. Biodivers.* **2012**, *83*, 1194–1207, doi:10.7550/rmb.27964.
62. Ardisson, P.-L.; May-Kú, M.A.; Herrera-Dorantes, M.T.; Arellano-Guillermo, A. The Mesoamerican Barrier Reef System-Mexico: Considerations for its designation as a Particularly Sensitive Sea Area. *Hidrobiológica* **2011**, *21*, 261–280.
63. Beltrán-Torres, A. Ecosistemas marinos. In *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación, Tomo I*; Pozo, C., Armijo Canto, N., Calmé, S., Eds.; El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), Gobierno del Estado de Quintana Roo y Programa de Pequeñas Donaciones (PPD).: Mexico City, 2011; p. 83.
64. Sánchez-Gil, P.; Yáñez-Arancibia, A.; Ramírez-Gordillo, J.; Day, J.W.; Templet, P.H. Some socio-economic indicators in the Mexican states of the Gulf of Mexico. *Ocean Coast. Manag.* **2004**, *47*, 581–596, doi:10.1016/j.ocecoaman.2004.12.003.
65. Babinger, F. Tourism facing the challenge of recurring natural hazards: A view from Cancún. *Investig. Geogr.* **2012**, *78*, 75–88, doi:10.14350/rig.32471.
66. Solís-Weiss, V.; Alejandro, G.B.; Martínez, J.M. Environmental evaluation of Cozumel Island Mexico. In Proceedings of the Proceedings of the 8th International Conference on the Mediterranean Coastal Environment; Alexandria, Egypt, 2007; Vol. 2, pp. 775–786.
67. Figueroa-Zavala, B.; Correa-Sandoval, J.; Ruiz-Zárte, M.Á.; Weissenberger, H.; González-Solís, D. Environmental and socioeconomic assessment of a poorly known coastal section in the southern Mexican Caribbean. *Ocean Coast. Manag.* **2015**, *110*, 25–37, doi:10.1016/j.ocecoaman.2015.02.010.
68. Ellis, E.A.; Navarro Martínez, A.; García Ortega, M.; Hernández Gómez, I.U.; Chacón Castillo, D. Forest cover dynamics in the Selva Maya of Central and Southern Quintana Roo, Mexico: deforestation or degradation? *J. Land Use Sci.* **2020**, *15*, 25–51, doi:10.1080/1747423X.2020.1732489.
69. Abraham, A.G.; Schmook, B.; Calmé, S. Distribución espacio-temporal de las actividades extractivas en los bosques del ejido Caoba, Quintana Roo. *Investig. Geogr.* **2007**, *62*, 69–86, doi:10.14350/rig.29966.

70. Ellis, E.A.; Romero Montero, J.A.; Hernández Gómez, I.U. Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: The role of land use and community forestry. *Trop. Conserv. Sci.* **2017**, *10*, 1940082917697259, doi:10.1177/1940082917697259.
71. Rada, J.M.; Iturbe, J.A.; Vivar, S.I.; Irabien, L.M.; Manrique, C.; Dzúl, F.; Euán, A. Cambios de cobertura y uso del suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo. *Investig. Geogr.* **2007**, *62*, 104–124.
72. Rodríguez-Trejo, D.A.; Tchikoué, H.; Cíntora-González, C.; Contreras-Aguado, R.; de la Rosa-Vázquez, A. Modelaje del peligro de incendio forestal en las zonas afectadas por el huracán Dean. *Agrociencia* **2011**, *45*, 593–608.
73. Andrade-Herrera, M.; Escalona-Segura, G.; González-Jáuregui, M.; Reyna-Hurtado, R.A.; Vargas-Contreras, J.A.; Rendón-von Osten, J. Presence of Pesticides and Toxicity Assessment of Agricultural Soils in the Quintana Roo Mayan Zone, Mexico Using Biomarkers in Earthworms (*Eisenia fetida*). *Water. Air. Soil Pollut.* **2019**, *230*, 59, doi:10.1007/s11270-019-4105-1.
74. González-Gallina, A.; Hidalgo-Mihart, M.G.; Castelazo-Calva, V. Conservation implications for jaguars and other neotropical mammals using highway underpasses. *PLoS One* **2018**, *13*, e0206614, doi:10.1371/journal.pone.0206614.
75. Mazzotti, F.J.; Fling, H.E.; Merediz, G.; Lazcano, M.; Lasch, C. Conceptual ecological model of the Sian Ka'an Biosphere Reserve, Quintana Roo, Mexico. *Wetlands* **2005**, *25*, 980–997, doi:10.1672/0277-5212(2005)025[0980:CEMOTS]2.0.CO;2.
76. Cairns, C.E.; Villanueva-Gutiérrez, R.; Koptur, S.; Bray, D.B. Bee Populations, Forest Disturbance, and Africanization in Mexico. *Biotropica* **2005**, *37*, 686–692.
77. Romero-Nájera, I.; Cuarón, A.D.; González-Baca, C. Distribution, abundance, and habitat use of introduced *Boa constrictor* threatening the native biota of Cozumel Island, Mexico. *Biodivers. Conserv.* **2007**, *16*, 1183–1195, doi:10.1007/s10531-006-9101-2.
78. Suárez-Atilano, M.; Cuarón, A.D.; Vázquez-Domínguez, E. Deciphering Geographical Affinity and Reconstructing Invasion Scenarios of *Boa imperator* on the Caribbean Island of Cozumel. *Copeia* **2019**, *107*, 606–621, doi:10.1643/CG-18-102.
79. Martínez-Morales, M.A.; Cuarón, A.D. *Boa constrictor*, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodivers. Conserv. Conserv.* **1999**, *8*, 957–963, doi:10.1023/A:1008815004072.
80. Cedeño-Vázquez, J.R.; González-Vázquez, J.; Martínez-Arce, A.; Canseco-Márquez, L. First record of the invasive greenhouse frog (*Eleutherodactylus planirostris*) in the Mexican Caribbean. *Rev. Mex. Biodivers.* **2014**, *85*, 650–653, doi:10.7550/rmb.43234.
81. Machkour-M'Rabet, S.; Vilchis-Nestor, C.A.; Barriga-Sosa, I. de los A.; Legal, L.; Hénaut, Y. A molecular approach to understand the riddle of the invasive success of the tarantula, *Brachypelma vagans*, on Cozumel Island, Mexico. *Biochem. Syst. Ecol.* **2017**, *70*, 260–267, doi:10.1016/j.bse.2016.12.013.
82. Ortega-Morales, A.I.; Bond, G.; Méndez-López, R.; Garza-Hernández, J.A.; Hernández-Triana, L.M.; Casas-Martínez, M. First record of invasive mosquito *Aedes albopictus* in Tabasco and Yucatán, Mexico. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* **2018**, *34*, 120–123,

doi:10.2987/18-6736.1.

83. Degante-González, A.; Tepatlán-Vargas, R.; Ramírez-Utrera, A.; Mora-heredia, E.; Villegas-Patraca, R. Registro del capuchino tricolor (*Lonchura malacca*) en el istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Rev. Mex. Biodivers.* **2018**, *89*, 582–586, doi:10.22201/ib.20078706e.2018.2.2036.
84. Ramírez-Albores, J.E.; Pérez-Suárez, M. Tropical forest remnants as shelters of avian diversity within a tourism development matrix in yucatan Peninsula, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* **2018**, *66*, 799–813, doi:10.15517/rbt.v66i2.33410.
85. Recuero, E. The invasive species *Cylindrodesmus hirsutus* Pocock (Diplopoda: Polydesmida: Haplodesmidae) spreads to the northern Caribbean, with a compilation of published localities. *Int. J. Trop. Insect Sci.* **2018**, *38*, 299–302, doi:10.1017/S1742758418000255.
86. Cid-Mora, O.; Vásquez-Cruz, V. New record in the diet of the mexican vine snake *Oxybelis aeneus* (Serpentes: Colubridae) . *Rev. Latinoam. Herpetol.* **2020**, *3*, 98–100.
87. Schultz, G.P. Vascular flora of the El Edén Ecological Reserve, Quintana Roo, Mexico. *J. Torrey Bot. Soc.* **2005**, *132*, 311–322, doi:10.3159/1095-5674(2005)132[311:VFOTEE]2.0.CO;2.
88. Horwich, R.H. Effective solutions for howler conservation. *Int. J. Primatol.* **1998**, *19*, 579–598, doi:10.1023/A:1020368624122.
89. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Historical Hurricane Tracks Available online: <https://coast.noaa.gov/hurricanes/#map=4/32/-80> (accessed on Oct 28, 2021).
90. Clifton, D. Yucatan after the wind: Human and environmental impact of hurricane Gilbert in the central and Eastern Yucatan Peninsula. *GeoJournal* **1991**, *23*, 337–345, doi:10.1007/BF00193607.
91. Gutiérrez-Granados, G.; Juárez, V.; Alcalá, R.E. Natural and human disturbances affect natural regeneration of *Swietenia macrophylla*: Implications for rainforest management. *For. Ecol. Manage.* **2011**, *262*, 161–169, doi:10.1016/j.foreco.2011.03.019.
92. Garza-López, M.; Ortega-Rodríguez, J.M.; Zamudio-Sánchez, F.J.; López-Toledo, J.F.; Domínguez-Álvarez, F.A.; Sáenz-Romero, C. Calakmul como refugio de *Swietenia macrophylla* King ante el cambio climático. *Bot. Sci.* **2016**, *94*, 76–87, doi:10.17129/botsci.500.
93. Hénaut, Y.; Corbara, B.; Azémar, F.; Céréghino, R.; Dézerald, O.; Dejean, A. An arboreal spider protects its offspring by diving into the water of tank bromeliads . *Comptes Rendus - Biol.* **2018**, *341*, 196–199, doi:10.1016/j.crv.2018.02.002.
94. León-Borges, J.A.; Lizardi-Jiménez, M.A. Hydrocarbon pollution in underwater sinkholes of the Mexican Caribbean caused by tourism and asphalt: Historical data series and cluster analysis. *Tour. Manag.* **2017**, *63*, 179–186, doi:10.1016/j.tourman.2017.06.018.
95. Kambesis, P.N.; Coke, J.G. The sac actun system, Quintana Roo, Mexico. *Bol. Geol. y Min.* **2016**, *127*, 177–192.
96. Tun-Canto, G.E.; Álvarez-Legorreta, T.; Zapata-Buenfil, G.; Sosa-Cordero, E. Metales pesados

en suelos y sedimentos de la zona cañera del sur de Quintana Roo, México. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* **2017**, *34*, 157–169, doi:10.22201/cgeo.20072902e.2017.3.433.

97. Leal-Bautista, R.M.; Hernández-Zárate, G.; Jaime M, N.A.; Cuevas R, G.; Oliman, G.V. Pathogens and pharmaceuticals pollutants as indicators of contamination at the northeastern aquifer of quintana roo. *Trop. Subtrop. Agroecosystems* **2011**, *13*, 211–219.
98. Hernández-Terrones, L.; Rebolledo-Vieyra, M.; Merino-Ibarra, M.; Soto, M.; Le-Cossec, A.; Monroy-Ríos, E. Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water. Air. Soil Pollut.* **2011**, *218*, 517–528, doi:10.1007/s11270-010-0664-x.
99. Chávez, V.; Uribe-Martínez, A.; Cuevas, E.; Rodríguez-Martínez, R.E.; van Tussenbroek, B.I.; Francisco, V.; Estévez, M.; Celis, L.B.; Monroy-Velázquez, L.V.; Leal-Bautista, R.; et al. Massive influx of pelagic sargassum spp. On the coasts of the mexican caribbean 2014–2020: Challenges and opportunities. *Water* **2020**, *12*, 2908, doi:10.3390/w12102908.
100. Casas-Beltran, D.A.; Hernández-Pedraza, M.; Alvarado-Flores, J. Estimation of the discharge of sunscreens in aquatic environments of the Mexican Caribbean. *Environments* **2020**, *7*, 15, doi:10.3390/environments7020015.
101. Parra, S.M.; Valle-Levinson, A.; Mariño-Tapia, I.; Enriquez, C.; Candela, J.; Sheinbaum, J. Seasonal variability of saltwater intrusion at a point-source submarine groundwater discharge. *Limnol. Oceanogr.* **2016**, *61*, 1245–1258, doi:10.1002/lno.10286.
102. Hiraes-Cota, M.; Espinoza-Avalos, J.; Schmook, B.; Ruiz-Luna, A.; Ramos-Reyes, R. Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast Mexico . *Ciencias Mar.* **2010**, *36*, 147–159, doi:10.7773/cm.v36i2.1653.
103. Pedrozo-Acuña, A.; Damania, R.; Laverde-Barajas, M.A.; Mira-Salama, D. Assessing the consequences of sea-level rise in the coastal zone of Quintana Roo, México: the costs of inaction. *J. Coast. Conserv.* **2015**, *19*, 227–240, doi:10.1007/s11852-015-0383-y.
104. Almeida, L.R.; Silva, R.; Martínez, M.L. The relationships between environmental conditions and parallel ecosystems on the coastal dunes of the Mexican Caribbean. *Geomorphology* **2021**, *397*, 108006, doi:10.1016/j.geomorph.2021.108006.
105. Casarin, R.S.; Martinez, G.R.; Mariño-Tapia, I.; Vanegas, G.P.; Baldwin, E.M.; Mancera, E.E. Manmade Vulnerability of the Cancun Beach System: The Case of Hurricane Wilma. *Clean - Soil, Air, Water* **2012**, *40*, 911–919, doi:10.1002/clen.201100677.
106. Martell-Dubois, R.; Mendoza-Baldwin, E.; Mariño-Tapia, I.; Silva-Casarín, R.; Escalante-Mancera, E. Impactos de corto plazo del huracán Dean sobre la morfología de la playa de Cancún, México. *Tecnol. Cienc. Agua* **2012**, *3*, 89–111.
107. Ruiz-Martínez, G.; Silva-Casarín, R.; Posada-Vanegas, G. Morphodynamic comparison of the Northeast shoreline of Quintana Roo, Mexico. *Tecnol. Cienc. Agua* **2013**, *4*, 47–65.
108. Odériz, I.; Mendoza, E.; Leo, C.; Santoyo, G.; Silva, R.; Martínez, R.; Grey, E.; López, R. An alternative solution to erosion problems at Punta Bete-Punta Maroma, Quintana Roo, Mexico: Conciliating tourism and nature. *J. Coast. Res.* **2014**, *71*, 75–85, doi:10.2112/SI71-009.1.

109. Martell, R.; Mendoza, E.; Mariño-Tapia, I.; Odériz, I.; Silva, R. How effective were the beach nourishments at Cancun? *J. Mar. Sci. Eng.* **2020**, *8*, 388, doi:10.3390/JMSE8060388.
110. Santos, K.C.; Livesey, M.; Fish, M.; Lorences, A.C. Climate change implications for the nest site selection process and subsequent hatching success of a green turtle population. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* **2017**, *22*, 121–135, doi:10.1007/s11027-015-9668-6.
111. Ocaña, F.A.; De Jesús-Navarrete, A.; De Jesús-Carrillo, R.M.; Oliva-Rivera, J.J. Efectos del disturbio humano sobre la dinámica poblacional de *Ocypode quadrata* (Decapoda: Ocypodidae) en playas del Caribe Mexicano. *Rev. Biol. Trop.* **2016**, *64*, 1625–1641, doi:10.15517/rbt.v64i4.19909.
112. Oliver de la Esperanza, A.; Arenas Martínez, A.; Tzeek Tuz, M.; Pérez-Collazos, E. Are anthropogenic factors affecting nesting habitat of sea turtles? The case of Kanzul beach, Riviera Maya-Tulum (Mexico). *J. Coast. Conserv.* **2017**, *21*, 85–93, doi:10.1007/s11852-016-0473-5.
113. Null, K.A.; Knee, K.L.; Crook, E.D.; de Sieyes, N.R.; Rebolledo-Vieyra, M.; Hernández-Terrones, L.; Paytan, A. Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Cont. Shelf Res.* **2014**, *77*, 38–50, doi:10.1016/j.csr.2014.01.011.
114. Rodríguez-Martínez, R.E.; Ruíz-Rentería, F.; van Tussenbroek, B.; Barba-Santos, G.; Escalante-Mancera, E.; Jordán-Garza, G.; Jordán-Dahlgren, E. Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* **2010**, *58*, 23–43, doi:10.15517/rbt.v58i0.20039.
115. Valdes-Lozano, D.S.; Chumacero, M.; Real, E. Sediment oxygen consumption in a developed coastal lagoon of the Mexican Caribbean. *Indian J. Mar. Sci.* **2006**, *35*, 227–234.
116. Reyes, E.; Merino, M. Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* **1991**, *14*, 372–381, doi:10.2307/1352262.
117. Baker, D.M.; Rodríguez-Martínez, R.E.; Fogel, M.L. Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Coral Reefs* **2013**, *32*, 691–699, doi:10.1007/s00338-013-1040-2.
118. Livingston, R.; McGlynn, S.E.; Niu, X. Factors controlling seagrass growth in a gulf coastal system: Water and sediment quality and light. *Aquat. Bot.* **1998**, *60*, 135–159, doi:10.1016/S0304-3770(97)00079-X.
119. Romero-Jarero, J.M.; Del Pilar Negrete-Redondo, M. Presencia de bacterias Gram positivas en músculo de pescado con importancia comercial en la zona del Caribe mexicano. *Rev. Mex. Biodivers.* **2011**, *82*, 599–606, doi:10.22201/ib.20078706e.2011.2.465.
120. Ortiz-Hernández, M.C.; Sáenz-Morales, R. Effects of organic material and distribution of fecal coliforms in Chetumal Bay, Quintana Roo, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* **1999**, *55*, 423–434, doi:10.1023/A:1005939100154.
121. Hernández-Terrones, L.M.; Null, K.A.; Ortega-Camacho, D.; Paytan, A. Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Cont. Shelf Res.* **2015**, *102*, 62–72, doi:10.1016/j.csr.2015.04.015.

122. Sánchez, A.; Álvarez-Legorreta, T.; Sáenz-Morales, R.; Ortiz-Hernández, M.C.; López-Ortiz, B.E.; Aguíñiga, S. Distribution of textural parameters of surficial sediments in the Bay of Chetumal: Implications for the inference of transport . *Rev. Mex. Ciencias Geol.* **2008**, *25*, 523–532.
123. Romero-Calderón, A.G.; Morales-Vela, B.; Rosiles-Martínez, R.; Olivera-Gómez, L.D.; Delgado-Estrella, A. Metals in Bone Tissue of Antillean Manatees from the Gulf of Mexico and Chetumal Bay, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2016**, *96*, 9–14, doi:10.1007/s00128-015-1674-6.
124. García-Ríos, V.; Gold-Bouchot, G. Trace metals in sediments from Bahía de Chetumal, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2003**, *70*, 1228–1234, doi:10.1007/s00128-003-0113-2.
125. Cabanillas-Teran, N.; Hernandez-Arana, H.A.; Ruiz-Zarate, M.A.; Vega-Zepeda, A.; Sanchez-Gonzalez, A. Sargassum blooms in the Caribbean alter the trophic structure of the sea urchin *Diadema antillarum*. *PeerJ* **2019**, *7*, e7589, doi:10.7717/peerj.7589.
126. Rodríguez-Martínez, R.E.; Roy, P.D.; Torrescano-Valle, N.; Cabanillas-Terán, N.; Carrillo-Domínguez, S.; Collado-Vides, L.; García-Sánchez, M.; van Tussenbroek, B.I. Element concentrations in pelagic Sargassum along the Mexican Caribbean coast in 2018-2019. *PeerJ* **2020**, *8*, e8667, doi:10.7717/peerj.8667.
127. van Tussenbroek, B.; Hernández-Arana, H.; Rodríguez-Martínez, R.; Espinoza-Avalos, J.; Canizales-Flores, H.; González-Godoy, C.; Barba-Santos, M.G.; Vega-Zepeda, A.; Collado-Vides, L. Severe impacts of brown tides caused by Sargassum spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Mar. Pollut. Bull.* **2017**, *122*, 272–281, doi:10.1016/j.marpolbul.2017.06.057.
128. Sánchez, A.; Ortiz-Hernández, M.C.; Talavera-Sáenz, A.; Aguíñiga-García, S. Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of anthropogenic development. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2013**, *135*, 86–93, doi:10.1016/j.ecss.2013.01.021.
129. Cuellar-Martinez, T.; Ruiz-Fernández, A.C.; Sanchez-Cabeza, J.A.; Pérez-Bernal, L.; López-Mendoza, P.G.; Carnero-Bravo, V.; Agraz-Hernández, C.M.; van Tussenbroek, B.I.; Sandoval-Gil, J.; Cardoso-Mohedano, J.G.; et al. Temporal records of organic carbon stocks and burial rates in Mexican blue carbon coastal ecosystems throughout the Anthropocene. *Glob. Planet. Change* **2020**, *192*, 103215, doi:10.1016/j.gloplacha.2020.103215.
130. Pérez-Gómez, J.A.; García-Mendoza, E.; Olivos-Ortiz, A.; Paytan, A.; Rebolledo-Vieyra, M.; Delgado-Pech, B.; Almazán-Becerril, A. Indicators of nutrient enrichment in coastal ecosystems of the northern Mexican Caribbean. *Ecol. Indic.* **2020**, *118*, 106756, doi:10.1016/j.ecolind.2020.106756.
131. Carruthers, T.J.B.; Van Tussenbroek, B.I.; Dennison, W.C. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2005**, *64*, 191–199, doi:10.1016/j.ecss.2005.01.015.
132. van Tussenbroek, B.I.; Hermus, K.; Tahey, T. Biomass and growth of the turtle grass *Thalassia testudinum* (Banks ex König) in a shallow tropical lagoon system, in relation to tourist development. *Caribb. J. Sci.* **1996**, *32*, 357–364.

133. Whelan, T.; Van Tussenbroek, B.I.; Barba Santos, M.G. Changes in trace metals in *Thalassia testudinum* after hurricane impacts. *Mar. Pollut. Bull.* **2011**, *62*, 2797–2802, doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.007.
134. Camacho-Cruz, K.A.; Ortiz-Hernández, M.C.; Sánchez, A.; Carrillo, L.; De Jesús Navarrete, A. Water quality in the eastern karst region of the Yucatan Peninsula: nutrients and stable nitrogen isotopes in turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2020**, *27*, 15967–15983, doi:10.1007/s11356-019-04757-3.
135. Hedley, J.D.; Velázquez-Ochoa, R.; Enríquez, S. Seagrass Depth Distribution Mirrors Coastal Development in the Mexican Caribbean – An Automated Analysis of 800 Satellite Images. *Front. Mar. Sci.* **2021**, *8*, 733169, doi:10.3389/fmars.2021.733169.
136. van Tussenbroek, B.I. Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons. *Hidrobiologica* **2011**, *21*, 293–310.
137. Cortés, J.; Oxenford, H.A.; van Tussenbroek, B.I.; Jordán-Dahlgren, E.; Cróquer, A.; Bastidas, C.; Ogden, J.C. The CARICOMP network of caribbean marine laboratories (1985-2007): History, key findings, and lessons learned. *Front. Mar. Sci.* **2019**, *5*, 519, doi:10.3389/fmars.2018.00519.
138. van Tussenbroek, B.I.; Cortés, J.; Collin, R.; Fonseca, A.C.; Gayle, P.M.H.; Guzmán, H.M.; Jácome, G.E.; Juman, R.; Koltés, K.H.; Oxenford, H.A.; et al. Caribbean-wide, long-term study of seagrass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. *PLoS One* **2014**, *9*, e90600, doi:10.1371/journal.pone.0090600.
139. Rioja-Nieto, R.; Sheppard, C. Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean Coast. Manag.* **2008**, *51*, 397–404, doi:10.1016/j.ocecoaman.2008.01.009.
140. Herrera-Silveira, J.A.; Cebrian, J.; Hauxwell, J.; Ramirez-Ramirez, J.; Ralph, P. Evidence of negative impacts of ecological tourism on turtlegrass (*Thalassia testudinum*) beds in a marine protected area of the Mexican Caribbean. *Aquat. Ecol.* **2010**, *44*, 23–31, doi:10.1007/s10452-009-9260-9.
141. Molina-Hernández, A.; van Tussenbroek, B. Patch dynamics and species shifts in seagrass communities under moderate and high grazing pressure by green sea turtles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2014**, *517*, 143–157.
142. Leemans, L.; Martínez, I.; van der Heide, T.; van Katwijk, M.M.; van Tussenbroek, B.I. A Mutualism Between Unattached Coralline Algae and Seagrasses Prevents Overgrazing by Sea Turtles. *Ecosystems* **2020**, *23*, 1631–1642, doi:10.1007/s10021-020-00492-w.
143. Marbà, N.; Gallegos, M.E.; Merino, M.; Duarte, C.M. Vertical growth of *Thalassia testudinum*: seasonal and interannual variability. *Aquat. Bot.* **1994**, *47*, 1–11, doi:10.1016/0304-3770(94)90043-4.
144. Cruz-Palacios, V.; Van Tussenbroek, B.I. Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* **2005**, *324*, 44–60, doi:10.1016/j.jembe.2005.04.002.
145. van Tussenbroek, B.I.; Barba Santos, M.G.; Van Dijk, J.K.; Sanabria Alcaraz, S.N.M.; Téllez Calderón, M.L. Selective elimination of rooted plants from a tropical seagrass bed in a back-

- reef lagoon: A hypothesis tested by Hurricane Wilma (2005). *J. Coast. Res.* **2008**, *24*, 278–281, doi:10.2112/06-0777.1.
146. van Tussenbroek, B.I.; Guadalupe Barba Santos, M.; Van Dijk, J.K. Unusual synchronous spawning by green algae (Bryopsidales), after the passage of Hurricane Wilma (2005). *Bot. Mar.* **2006**, *49*, 270–271, doi:10.1515/BOT.2006.032.
 147. Rodríguez-Martínez; Medina-Valmaseda, A.; Blanchon, P.; Monroy-Velázquez, L.; Almazán-Becerril, A.; Delgado-Pech, B.; Vásquez-Yeomans, L.; Francisco, V.; García-Rivas, M. Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic Sargassum. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, *146*, 201–205, doi:10.1016/j.marpolbul.2019.06.015.
 148. Maxwell, P.S.; Eklöf, J.S.; van Katwijk, M.M.; O'Brien, K.R.; de la Torre-Castro, M.; Boström, C.; Bouma, T.J.; Krause-Jensen, D.; Unsworth, R.K.F.; van Tussenbroek, B.I.; et al. The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems – a review. *Biol. Rev.* **2017**, *92*, 1521–1538, doi:10.1111/brv.12294.
 149. Mutchler, T.; Dunton, K.H.; Townsend-Small, A.; Fredriksen, S.; Rasser, M.K. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2007**, *74*, 449–457, doi:10.1016/j.ecss.2007.04.005.
 150. Estrada-Saldívar, N.; Jordán-Dalhgren, E.; Rodríguez-Martínez, R.E.; Perry, C.; Alvarez-Filip, L. Functional consequences of the long-term decline of reef-building corals in the Caribbean: Evidence of across-reef functional convergence. *R. Soc. Open Sci.* **2019**, *6*, 190298, doi:10.1098/rsos.190298.
 151. Contreras-Silva, A.I.; Tilstra, A.; Migani, V.; Thiel, A.; Pérez-Cervantes, E.; Estrada-Saldívar, N.; Elias-Ilosvay, X.; Mott, C.; Alvarez-Filip, L.; Wild, C. A meta-analysis to assess long-term spatiotemporal changes of benthic coral and macroalgae cover in the Mexican Caribbean. *Sci. Rep.* **2020**, *10*, 8897, doi:10.1038/s41598-020-65801-8.
 152. Rioja-Nieto, R.; Álvarez-Filip, L. Coral reef systems of the Mexican Caribbean: Status, recent trends and conservation. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, *140*, 616–625, doi:10.1016/j.marpolbul.2018.07.005.
 153. Alvarez-Filip, L.; Estrada-Saldívar, N.; Pérez-Cervantes, E.; Molina-Hernández, A.; González-Barrios, F.J. A rapid spread of the stony coral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. *PeerJ* **2019**, *7*, e8069, doi:10.7717/peerj.8069.
 154. Gil, M.A.; Renfro, B.; Figueroa-Zavala, B.; Penié, I.; Dunton, K.H. Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Mar. Biol.* **2015**, *162*, 2225–2233, doi:10.1007/s00227-015-2748-z.
 155. Jordan-Dalhgren, E.; Rodriguez-Martinez, R.E. The Atlantic coral reefs of Mexico. In *Latin American Coral Reefs*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2003; pp. 131–158 ISBN 9780444513885.
 156. Ardisson, P.L.; May-Kú, M.A.; Herrera-Dorantes, M.T.; Arellano-Guillermo, A. El Sistema Arrecifal Mesoamericano-México: Consideraciones para su designación como Zona Marítima Especialmente Sensible. *Hidrobiologica* **2011**, *21*, 261–280.
 157. Axis-Arroyo, J.; Mateu, J. Geostatistical methods for the evaluation of anthropogenic

impact in marine bottom. *Adv. Ecol. Sci.* **2001**, *10*, 493–499.

158. Arias-González, J.E. Trophic models of protected and unprotected coral reef ecosystems in the South of the Mexican Caribbean. *J. Fish Biol.* **1998**, *53*, 236–255, doi:10.1111/j.1095-8649.1998.tb01030.x.
159. Rojas, D.C.; Schmitter-Soto, J.J.; Aguilar-Perera, A.; Aguilar Betancourt, C.M.; Ruiz-Zárte, M.; Sansón, G.G.; Chevalier Monteagudo, P.P.; Rodríguez, A.G.; Pavón, R.H.; Valderrama, S.P.; et al. Diversidad de las comunidades de peces en dos áreas marinas protegidas del Caribe y su relación con el pez león. *Rev. Biol. Trop.* **2018**, *66*, 189–203, doi:10.15517/rbt.v66i1.28197.
160. Sabido-Itzá, M.M.; García-Rivas, M.D.C. Record of abundance, spatial distribution and gregarious behavior of invasive lionfish pterois spp. (scorpaeniformes: Scorpaenidae) in coral reefs of banco chinchorro biosphere reserve, Southeastern Mexico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* **2019**, *47*, 349–355, doi:10.3856/vol47-issue2-fulltext-15.
161. Weil, E. Coral Reef Diseases in the Wider Caribbean. In *Coral Health and Disease*; Rosenberg, E., Loya, Y., Eds.; Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg, 2004; pp. 35–68 ISBN 978-3-662-06414-6.
162. Garza-Perez, J.R.; Arias-González, J.E. Temporal change of a coral reef community in the south Mexican Caribbean. In Proceedings of the 52nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute; Florida, USA, 2001; Vol. 52, pp. 415–427.
163. Bruno, J.F.; Petes, L.E.; Harvell, C.D.; Hettinger, A. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecol. Lett.* **2003**, *6*, 1056–1061, doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00544.x.
164. Mullen, K.M.; Harvell, C.D.; Alker, A.P.; Dube, D.; Jordán-Dahlgren, E.; Ward, J.R.; Petes, L.E. Host range and resistance to aspergillosis in three sea fan species from the Yucatan. *Mar. Biol.* **2006**, *149*, 1355–1364, doi:10.1007/s00227-006-0275-7.
165. Ward, J.R.; Rypien, K.L.; Bruno, J.F.; Harvell, C.D.; Jordán-Dahlgren, E.; Mullen, K.M.; Rodríguez-Martínez, R.E.; Sánchez, J.; Smith, G. Coral diversity and disease in Mexico. *Dis. Aquat. Organ.* **2006**, *69*, 23–31, doi:10.3354/dao069023.
166. Jordán-Dahlgren, E.; Maldonado, M.A.; Rodríguez-Martínez, R.E. Diseases and partial mortality in *Montastraea annularis* species complex in reefs with differing environmental conditions (NW Caribbean and Gulf of México). *Dis. Aquat. Organ.* **2005**, *63*, 3–12, doi:10.3354/dao063003.
167. Foley, J.E.; Sokolow, S.H.; Girvetz, E.; Foley, C.W.; Foley, P. Spatial epidemiology of Caribbean yellow band syndrome in *Montastrea* spp. coral in the eastern Yucatan, Mexico. *Hydrobiologia* **2005**, *548*, 33–40, doi:10.1007/s10750-005-3619-2.
168. Jordán-Garza, A.G.; Maldonado, M.A.; Baker, D.M.; Rodríguez-Martínez, R.E. High abundance of *Diadema antillarum* on a Mexican reef. *Coral Reefs* **2008**, *27*, 295, doi:10.1007/s00338-007-0338-3.
169. Rodríguez-Martínez, R.E.; Banaszak, A.T.; Jordán-Dahlgren, E. Necrotic patches affect *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) in the Mexican Caribbean. *Dis. Aquat. Organ.* **2001**, *47*, 229–234, doi:10.3354/dao047229.

170. Álvarez-Filip, L.; Gil, I. Effects of Hurricanes Emily and Wilma on coral reefs in Cozumel, Mexico. *Coral Reefs* **2006**, *25*, 583, doi:10.1007/s00338-006-0141-6.
171. Álvarez-Filip, L.; Millet-Encalada, M.; Reyes-Bonilla, H. Impact of hurricanes Emily and Wilma on the coral community of Cozumel Island, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* **2009**, *84*, 295–306.
172. Alvarez del Castillo-Cárdenas, P.A.Á.; Reyes-Bonilla, H.; Alvarez-Filip, L.; Millet-Encalada, M.; Escobosa-González, L. Cozumel Island, México: A disturbance history. In Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium; Ft. Lauderdale, FL, USA, 2008; pp. 701–705.
173. Fenner, D.P. Effects of Hurricane Gilbert on coral reefs, fishes and sponges at Cozumel, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* **1991**, *48*, 719–730.
174. Alvarez-Filip, L.; Dulvy, N.K.; Gill, J.A.; Côté, I.M.; Watkinson, A.R. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2009**, *276*, 3019–3025, doi:10.1098/rspb.2009.0339.
175. Silva, R.; Mendoza, E.; Mariño-Tapia, I.; Martínez, M.L.; Escalante, E. An artificial reef improves coastal protection and provides a base for coral recovery. *J. Coast. Res.* **2016**, *1*, 467–471, doi:10.2112/SI75-094.1.
176. Silva, R.; Oumeraci, H.; Martínez, M.L.; Chávez, V.; Lithgow, D.; van Tussenbroek, B.I.; van Rijswijk, H.F.M.W.; Bouma, T.J. Ten Commandments for Sustainable, Safe, and W/Healthy Sandy Coasts Facing Global Change. *Front. Mar. Sci.* **2021**, *8*, 616321, doi:10.3389/fmars.2021.616321.
177. Chávez, V.; Lithgow, D.; Losada, M.; Silva-Casarin, R. Coastal green infrastructure to mitigate coastal squeeze. *J. Infrastruct. Preserv. Resil.* **2021**, *2*, 7, doi:10.1186/s43065-021-00026-1.
178. Silva, R.; Martínez, M.L.; van Tussenbroek, B.I.; Guzmán-rodríguez, L.O.; Mendoza, E.; López-portillo, J. A framework to manage coastal squeeze. *Sustain.* **2020**, *12*, 10610, doi:10.3390/su122410610.
179. Hoegh-Guldberg, O. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshw. Res.* **1999**, *50*, 839–866.
180. Osorio-Cano, J.D.; Alcérreca-Huerta, J.C.; Mariño-Tapia, I.; Osorio, A.F.; Acevedo-Ramírez, C.; Enriquez, C.; Costa, M.; Pereira, P.; Mendoza, E.; Escudero, M.; et al. Effects of Roughness Loss on Reef Hydrodynamics and Coastal Protection: Approaches in Latin America. *Estuaries and Coasts* **2019**, *42*, 1742–1760, doi:10.1007/s12237-019-00584-4.
181. Kron, W. Coasts: The high-risk areas of the world. *Nat. Hazards* **2013**, *66*, 1363–1382, doi:10.1007/s11069-012-0215-4.
182. Mon P, R. An Introduction to the Concept of Landscape in Geography. *Asian Rev. Civ. Eng.* **2021**, *10*, doi:10.51983/tarce-2021.10.1.2941.
183. Millennium Ecosystem Assessment (MEA) *Ecosystems and human well-being, vol. 1: Current state and trends; findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*; Hassan, R., Scholes, R., Ash, N., Eds.; Island Press: Washington, D.C., USA, 2005; ISBN 1-55963-228-3.

184. Peng, Y.; Welden, N.; Renaud, F.G. A framework for integrating ecosystem services indicators into vulnerability and risk assessments of deltaic social-ecological systems. *J. Environ. Manage.* **2023**, *326*, 116682, doi:10.1016/j.jenvman.2022.116682.
185. Rocha, C.; Antunes, C.; Catita, C. Coastal indices to assess sea-level rise impacts - A brief review of the last decade. *Ocean Coast. Manag.* **2023**, *237*, 106536, doi:10.1016/j.ocecoaman.2023.106536.
186. Benassai, G.; Di Paola, G.; Aucelli, P.P.C. Coastal risk assessment of a micro-tidal littoral plain in response to sea level rise. *Ocean Coast. Manag.* **2015**, *104*, 22–35, doi:https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.015.
187. IPCC Technical Summary. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*; Pörtner, O.H., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Tignor, M., Alegría, A., Nicolai, M., Okem, A., Petzold, J., Rama, B., Weyer, N.M., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK and New York, NY, USA, 2019; pp. 39–69 ISBN 9781009157964.
188. UNDRR *Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction*; Geneva, Switzerland, 2019;
189. IPCC Annex I: Glossary. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*; Portner, H.O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Alegría, A., Nicolai, M., Okem, A., Petzold, J., Rama, B., Weyer, N.M., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK and New York, NY, USA, 2019; pp. 677–702.
190. Cosgrove, D. Landscape: Ecology and Semiosis. In *Landscape Interfaces: Cultural Heritage in Changing Landscapes*; Palang, H., Fry, G., Eds.; Springer Netherlands: Dordrecht, 2003; pp. 15–20 ISBN 978-94-017-0189-1.
191. Nature Scot Ecosystem services -nature's benefits Available online: <https://www.nature.scot/scotlands-biodiversity/scottish-biodiversity-strategy-and-cop15/ecosystem-approach/ecosystem-services-natures-benefits#:~:text=Ecosystem Services are the direct,wellbeing and quality of life.> (accessed on Sep 10, 2023).
192. Odériz, I.; Gómez, I.; Ventura, Y.; Díaz, V.; Escalante, A.; Gómez, D.T.; Bouma, T.J.; Silva, R. Understanding Drivers of Connectivity and Resilience under Tropical Cyclones in Coastal Ecosystems at Puerto Morelos, Mexico. *J. Coast. Res.* **2020**, *95*, 128–132, doi:10.2112/SI95-025.1.
193. ESRI ArcGIS Desktop: Release 10 2020.
194. Himmelstoss, E.; Henderson, R.E.; Kratzmann, M.G.; Farris, A.S. *Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 5.0 user guide*; Reston, VA, 2018;
195. Arizona State University Allen Coral Atlas Available online: <https://allencoralatlas.org/> (accessed on Oct 1, 2022).
196. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Historical Hurricane Tracks Available online: <https://coast.noaa.gov/hurricanes/%0A> (accessed on May 1, 2023).
197. The Atlantic Oceanographic & Meteorological Laboratory (AOML) Hurricanes. Frequently Asked Questions Available online: <https://www.aoml.noaa.gov/hrd-faq/#chances-of-strike->

on-vacation (accessed on May 1, 2023).

198. European Migration Network (EMN) Population glossary: usually resident population Available online: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Category:Population_glossary (accessed on Dec 1, 2023).
199. Tarsi, K.; Tuff, T. Introduction to population demographics. *Nat. Educ. Knowl.* **2012**, *3*, 3.
200. Garrocho-Rangel, C. *Población flotante, población en movimiento: conceptos clave y métodos de análisis exitosos*; Romo, R., Ruíz, L., Velázquez, M., Eds.; First edit.; Consejo Nacional de Población: El Colegio Mexiquense, A.C.: Mexico D.F., 2011; ISBN 978-607-427-103-4.
201. INEGI Geografía y Medio Ambiente: Mapas Available online: <https://www.inegi.org.mx/temas/> (accessed on Oct 1, 2022).
202. Datatur Reporte de Indicadores de turismo Available online: <https://www.datatur.sectur.gob.mx:81/Reportes/Reportes.aspx> (accessed on May 1, 2023).
203. Sedetur Indicadores Turísticos Enero - Diciembre 2022 Available online: <https://sedeturqroo.gob.mx/ARCHIVOS/indicadores/Indicador-Tur-EneDic-2022.pdf> (accessed on May 1, 2023).
204. INEGI Consulta de indicadores sociodemográficos y económicos Available online: <https://sedeturqroo.gob.mx/ARCHIVOS/indicadores/Indicador-Tur-EneDic-2022.pdf> (accessed on May 1, 2023).
205. Gon, C.J.; MacMahan, J.H.; Thornton, E.B.; Denny, M. Wave Dissipation by Bottom Friction on the Inner Shelf of a Rocky Shore. *J. Geophys. Res. Ocean.* **2020**, *125*, doi:10.1029/2019JC015963.
206. Bosboom, J.; Stive, M.J.F.; Bosboom, J.; Stive, M.J.F.; Bosboom, J. *Coastal Dynamics*; 2023; Vol. 2; ISBN 9789463663700.
207. Guannel, G.; Arkema, K.; Ruggiero, P.; Verutes, G. The Power of Three: Coral Reefs, Seagrasses and Mangroves Protect Coastal Regions and Increase Their Resilience. *PLoS One* **2016**, *11*, e0158094.
208. Vuik, V.; Jonkman, S.N.; Borsje, B.W.; Suzuki, T. Nature-based flood protection : The efficiency of vegetated foreshores for reducing wave loads on coastal dikes. *Coast. Eng.* **2016**, *116*, 42–56, doi:10.1016/j.coastaleng.2016.06.001.
209. Paul, M.; Amos, C.L. Spatial and seasonal variation in wave attenuation over *Zostera noltii*. *J. Geophys. Res. Ocean.* **2011**, *116*, doi:<https://doi.org/10.1029/2010JC006797>.
210. Möller, I.; Kudella, M.; Rupprecht, F.; Spencer, T.; Paul, M.; van Wesenbeeck, B.K.; Wolters, G.; Jensen, K.; Bouma, T.J.; Miranda-Lange, M.; et al. Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions. *Nat. Geosci.* **2014**, *7*, 727–731, doi:10.1038/ngeo2251.
211. Hu, Z.; Suzuki, T.; Zitman, T.; Uittewaal, W.; Stive, M. Laboratory study on wave dissipation by vegetation in combined current–wave flow. *Coast. Eng.* **2014**, *88*, 131–142, doi:<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2014.02.009>.

212. Reguero, B.G.; Secaira, F.; Toimil, A.; Escudero, M.; Díaz-Simal, P.; Beck, M.W.; Silva, R.; Storlazzi, C.; Losada, I.J. The Risk Reduction Benefits of the Mesoamerican Reef in Mexico . *Front. Earth Sci.* 2019, 7, 125.
213. Boyes, S.J.; Elliott, M. Marine legislation - The ultimate “horrendogram”: International law, European directives & national implementation. *Mar. Pollut. Bull.* **2014**, 86, 39–47, doi:10.1016/j.marpolbul.2014.06.055.
214. Calderón-Maya, J.R.; Orozco-Hernández, M.E. Planeación Y Modelo Urbano: El Caso De Cancún, Quintana Roo. *Quivera* **2009**, 11, 18–34.
215. Diario Oficial de la Federación (DOF). Acuerdo mediante el cual se expide la Política Nacional de Mares y Costas de México. Available online: https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5545511&fecha=30/11/2018#gsc.tab=0 (accessed on Jun 1, 2022).
216. European Environment Agency *Environmental Indicators: Typology and Overview*; European Environment Agency: Copenhagen, 1999;
217. Scharin, H.; Ericsson, S.; Elliott, M.; Turner, R.K.; Niiranen, S.; Blenckner, T.; Hyytiäinen, K.; Ahlvik, L.; Ahtiainen, H.; Artell, J.; et al. Processes for the sustainable stewardship of marine environments. *Ecol. Econ.* **2016**, 128, 55–67, doi:10.1016/j.ecolecon.2016.04.010.
218. Silva-Casarrín, R.; Mariño-Tapia, I.; Enríquez-Ortiz, C.; Mendoza-Baldwin, E.; Escalante-Mancera, E.; Ruiz-Rentería, F. Monitoring shoreline changes at Cancun beach, Mexico: Effects of hurricane Wilma. In Proceedings of the 30th International Conference on Coastal Engineering; American Society of Civil Engineers (ASCE): San Diego, CA, USA, 2006; pp. 3491–3503.
219. Morán, D.K.; De Paulo Salles, A.A.; Sánchez, J.C.; Espinal, J.C. Beach nourishment evolution in the Cancún Beach, Quintana Roo, México. In Proceedings of the 6th International Symposium on Coastal Engineering and Science of Coastal Sediment Processes; American Society of Civil Engineers (ASCE): New Orleans, LA, USA, 2007; pp. 2279–2291.
220. Escudero-Castillo, M.; Felix-Delgado, A.; Silva, R.; Mariño-Tapia, I.; Mendoza, E. Beach erosion and loss of protection environmental services in Cancun, Mexico. *Ocean Coast. Manag.* **2018**, 156, 183–197, doi:10.1016/j.ocecoaman.2017.06.015.
221. Mendoza, E.; Silva, R.; Enriquez-Ortiz, C.; Mariño-Tapia, I.; Felix, A. Analysis of the Hazards and Vulnerability of the Cancun Beach System: The Case of Hurricane Wilma. In *Extreme Events: Observations, Modeling, and Economics*; Chavez, M., Ghil, M., Urrutia-Fucugauch, J., Eds.; American Geophysical Union: Washington, D.C., USA, 2015; pp. 125–136 ISBN 9781119157052.
222. González-Leija, M.; Mariño-Tapia, I.; Silva, R.; Enriquez, C.; Mendoza, E.; Escalante-Mancera, E.; Ruíz-Rentería, F.; Uc-Sánchez, E. Morphodynamic Evolution and Sediment Transport Processes of Cancun Beach. *J. Coast. Res.* **2013**, 29, 1146–1157, doi:<https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00110.1>.

Material Suplementario

Tabla S1: Perturbaciones reportadas para los municipios de Quintana Roo y el Caribe Mexicano

Ecosistema	Perturbación	Municipios	Referencia
Selva	Urbanización	LC ⁴ , S ⁴ , C ⁶ , T ^{2,5} , FCP ^{2,5} , B ³ , OPB ^{1,3}	1. Abraham <i>et al.</i> , 2007; 2. Cairns <i>et al.</i> , 2005; 3. Figueroa-Zavala <i>et al.</i> , 2015; 4. González-Gallina <i>et al.</i> , 2018; 5. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005; 6. Solís-Weiss <i>et al.</i> , 2007
	Cambio de uso de la tierra hacia la agricultura	T ^{2,4} , FCP ^{2,4,5} , JMM ⁵ , OPB ^{1,5} , QR ³	1. Abraham <i>et al.</i> , 2007; 2. Cairns <i>et al.</i> , 2005; 3. Ellis <i>et al.</i> , 2017a; 4. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005; 5. Rodríguez-Trejo <i>et al.</i> , 2011
	Tala de árboles	T ⁷ , FCP ^{1,4,6,7} , JMM ⁹ , B ^{4,5} , OPB ^{4,5} , QR ^{2,3,8}	1. Cairns <i>et al.</i> , 2005; 2. Ellis <i>et al.</i> , 2017a; 3. Ellis <i>et al.</i> , 2017b; 4. Ellis <i>et al.</i> , 2020; 5. Figueroa-Zavala <i>et al.</i> , 2015; 6. Gutiérrez-Granados <i>et al.</i> , 2011; 7. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005; 8. Oyama <i>et al.</i> , 2016; 9. Salazar <i>et al.</i> , 2017
	Incendios forestales	LC ² , FCP ³ , JMM ³ , OPB ³ , QR ¹	1. Ellis <i>et al.</i> , 2017a; 2. Rada <i>et al.</i> , 2007; 3. Rodríguez-Trejo <i>et al.</i> , 2011
	Especies invasoras	LC ⁵ , BJ ⁹ , S ^{2,5} , C ^{6,7,11,12,14} , T ^{1,3,8,9,10} , FCP ^{1,8,9,13} , OPB ⁴	1. Cairns <i>et al.</i> , 2005; 2. Cedeño-Vázquez <i>et al.</i> , 2014; 3. Cid-Mora and Vásquez-Cruz, 2020; 4. Degante-González <i>et al.</i> , 2018; 5. González-Gallina <i>et al.</i> , 2018; 6. Machkour-M'Rabet <i>et al.</i> , 2017; 7. Martínez-Morales and Cuarón, 1999; 8. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005; 9. Ortega-Morales <i>et al.</i> , 2018; 10. Ramírez-Albores and Pérez-Suárez, 2018; 11. Recuero, 2018; 12. Romero-Nájera <i>et al.</i> , 2007; 13. Schultz, 2005; 14. Suárez-Atilano <i>et al.</i> , 2019
	Caza ilegal	OPB ¹ , QR ²	1. Abraham <i>et al.</i> , 2007; 2. Horwich, 1998
	Derrames de contaminantes	JMM ¹ , OPB ^{2,3}	1. Andrade-Herrera <i>et al.</i> , 2019; 2. García-Ríos and Gold-Bouchot, 2003; 3. Romero-Calderón <i>et al.</i> , 2016
	Desecho masivo de sargazo	QR ¹	1. Chávez <i>et al.</i> , 2020
	Huracanes	LC ² , IM ¹ , BJ ¹ , C ¹ , FCP ^{3,4,5,6} , JMM ⁶ , OPB ⁶	1. Clifton, 1991; 2. Goode and Allen, 2008; 3. Gutiérrez-Granados <i>et al.</i> , 2011; 4. Navarro-Martínez <i>et al.</i> , 2012; 5. Ramírez-Barajas <i>et al.</i> , 2012; 6. Rodríguez-Trejo <i>et al.</i> , 2011
	Cambios en los regímenes de precipitación	OPB ² , QR ¹	1. Garza-López <i>et al.</i> , 2016; 2. Heénaut <i>et al.</i> , 2014
	Aumento de la temperatura	QR ¹	1. Garza-López <i>et al.</i> , 2016
	Sobreexplotación del acuífero	C ⁴ , T ³ , QR ^{1,2}	1. Bauer-Gottwein <i>et al.</i> , 2011; 2. Deng <i>et al.</i> , 2017; 3. Kambesis and Coke, 2016; 4. Solís-Weiss <i>et al.</i> , 2007

Cenotes y Sistema subterráneo de cuevas	Turismo	QR ¹	1. Casas-Beltran <i>et al.</i> , 2020
	Descarga de aguas residuales	PM ⁹ , S ^{2,3,6,11} , T ^{2,4,6,7,8,10,11} , FCP ¹⁰ , OPB ^{4,5,12} , QR ¹	1. Bauer-Gottwein <i>et al.</i> , 2011; 2. Beddows, 2002; 3. Beddows <i>et al.</i> , 2007; 4. Camacho-Cruz <i>et al.</i> , 2020; 5. García-Ríos and Gold-Bouchot, 2003; 6. Hernandez-Terrones <i>et al.</i> , 2015; 7. Kambesis and Coke, 2016; 8. Krekeler <i>et al.</i> , 2007; 9. Leal-Bautista <i>et al.</i> , 2011; 10. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005; 11. Mutchler <i>et al.</i> , 2007; 12. Ortiz-Hernández and Sáenz-Morales, 1999
	Lixiviación de contaminantes	LC ^{2,3,4} , BJ ^{2,3,4} , PM ^{2,4} , S ^{2,3,4,5} , C ^{2,4} , T ^{1,2,4,5} , OPB ^{2,4,6}	1. Kambesis and Coke, 2016; 2. León-Borges and Lizardi-Jiménez, 2017; 3. Lizardi-Jiménez <i>et al.</i> , 2015; 4. Medina-Moreno <i>et al.</i> , 2014; 5. Metcalfe <i>et al.</i> , 2011; 6. Tun-Canto <i>et al.</i> , 2017
	Lixiviación de los restos de sargazo	QR ¹	1. Chávez <i>et al.</i> , 2020
	Cambio en los regímenes de precipitación	PM ² , QR ¹	1. Deng <i>et al.</i> , 2017; 2. Parra <i>et al.</i> , 2016
	Aumento del nivel del mar e intrusión del agua de mar	PM ² , QR ¹	1. Deng <i>et al.</i> , 2017; 2. Parra <i>et al.</i> , 2016
Manglar	Urbanización	OPB ¹	1. Hirales-Cota, 2010
	Turismo	T ¹ , FCP ¹	1. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005
	Especies invasoras	T ¹ , FCP ¹	1. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005
	Descarga de aguas residuales	PM ^{1,2}	1. Cuellar-Martinez <i>et al.</i> , 2020; 2. Hernández-Terrones <i>et al.</i> , 2011
	Vertido e incineración de residuos industriales y domésticos.	B ¹ , OPB ¹	1. Figueroa-Zavala <i>et al.</i> , 2015
	Desecho masivo de sargazo	QR ¹	1. Chávez <i>et al.</i> , 2020
	Huracanes	OPB ¹	1. Hirales-Cota, 2010
	Aumento del nivel del mar e inundaciones	BJ ¹	1. Pedrozo-Acuña <i>et al.</i> , 2015
Dunas and Playas	Urbanización	BJ ^{1,4,7} , PM ⁷ , S ⁶ , C ⁸ , T ⁵ , FCP ⁵ , B ² , OPB ^{2,3}	1. Casarin <i>et al.</i> , 2012; 2. Figueroa-Zavala <i>et al.</i> , 2015; 3. Hirales-Cota, 2010; 4. Martell Dubois <i>et al.</i> , 2012; 5. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005; 6. Odériz <i>et al.</i> , 2014; 7. Ruiz-Martínez <i>et al.</i> , 2013; 8. Solís-Weiss <i>et al.</i> , 2007
	Erosión	BJ ^{1,3,4,6} , PM ⁶ , S ⁵ , CM ²	1. Casarin <i>et al.</i> , 2012; 2. Chávez <i>et al.</i> , 2020; 3. Martell Dubois <i>et al.</i> , 2012; 4. Martell <i>et al.</i> , 2020; 5. Odériz <i>et al.</i> , 2014; 6. Ruiz-Martínez <i>et al.</i> , 2013

Praderas de pastos marinos	Limpieza mecánica de la playa	T ² , OPB ² , CM ¹	1. Chávez <i>et al.</i> , 2020; 2. Ocaña <i>et al.</i> , 2016
	Exceso de ruido	T ¹	1. Oliver de la Esperanza <i>et al.</i> , 2017
	Presencia de inmobiliario y luces	T ¹	1. Oliver de la Esperanza <i>et al.</i> , 2017
	Especies invasoras	T ¹ , FCP ¹	1. Mazzotti <i>et al.</i> , 2005
	Descarga de aguas residuales	BJ ² , PM ^{1,2} , T ² , OPB ²	1. Hernández-Terrones <i>et al.</i> , 2011; 2. Null <i>et al.</i> , 2014
	Huracanes	BJ ^{1,2} , S ³	1. Casarin <i>et al.</i> , 2012; 2. Martell Dubois <i>et al.</i> , 2012; 3. Odériz <i>et al.</i> , 2014
	Aumento del nivel del mar e inundaciones	T ¹	1. Santos <i>et al.</i> , 2017
	Aumento de la temperatura del aire y de la arena	T ¹	1. Santos <i>et al.</i> , 2017
	Acumulación masiva de sargazo	CM ¹	1. Chavez <i>et al.</i> , 2020
	Actividades acuáticas relacionadas al turismo	IM ¹ , BJ ¹	1. Herrera-Silveira <i>et al.</i> , 2010
	Anclaje de embarcaciones	C ¹	1. Rioja-Nieto and Sheppard, 2008
	Descarga de agua residuales	LC ¹ , IM ^{7,11} , BJ ^{3,4,7,8,10,11,12,14,15,16,18} , PM ^{3,4,5,7,10,11,14,17,18} , S6 ⁹ , C ¹³ , T ^{2,6,9,10,14,18} , OPB ^{2,10,14,18}	1. Avelar <i>et al.</i> , 2013; 2. Camacho-Cruz <i>et al.</i> , 2020; 3. Carruthers <i>et al.</i> , 2005; 4. Cuellar-Martinez <i>et al.</i> , 2020; 5. Hernández-Terrones <i>et al.</i> , 2011; 6. Hernández-Terrones <i>et al.</i> , 2015; 7. López-Mendoza <i>et al.</i> , 2020; 8. Merino <i>et al.</i> , 1992; 9. Mutchler <i>et al.</i> , 2007; 10. Null <i>et al.</i> , 2014; 11. Pérez-Gómez <i>et al.</i> , 2020; 12. Reyes and Merino, 1991; 13. Rioja-Nieto and Sheppard, 2008; 14. Sánchez <i>et al.</i> , 2013; 15. Valdes-Lozano <i>et al.</i> , 2006; 16. van Tussenbroek <i>et al.</i> , 1996; 17. van Tussenbroek <i>et al.</i> , 2014; 18. Whelan <i>et al.</i> , 2011
	Huracanes	IM ³ , BJ ³ , PM ^{1,5,6,7,8,9,10} , C ^{3,4} , OPB ²	1. Cruz-Palacios and Van Tussenbroek, 2005; 2. Gutiérrez-Aguirre <i>et al.</i> , 2000; 3. Marbà <i>et al.</i> , 1994; 4. Rioja-Nieto and Sheppard, 2008; 5. Rodríguez-Martínez <i>et al.</i> , 2010; 6. van Tussenbroek, 1994; 7. van Tussenbroek, 2011; 8. van Tussenbroek <i>et al.</i> , 2006; 9. van Tussenbroek <i>et al.</i> , 2008; 10. van Tussenbroek <i>et al.</i> , 2014
	Sobrepastoreo de tortugas marinas	PM ² , T ^{1,2}	1. Leemans <i>et al.</i> , 2020; 2. Molina-Hernández and van Tussenbroek, 2014
	Flujo masivo de sargazo	IM ³ , BJ ⁴ , PM ^{3,4} , C ³ , OPB ^{1,3,4} , CM ²	1. Cabanillas-Teran <i>et al.</i> , 2019; 2. Chavez <i>et al.</i> , 2020; 3. Rodríguez-Martínez <i>et al.</i> , 2020; 4. van Tussenbroek <i>et al.</i> , 2017

Arrecifes de coral	Actividades acuáticas relacionadas al turismo	PM ⁶ , C ^{5,7} , T ³ , B ² , OPB ^{1,2} , CM ⁴	1. Arias-González <i>et al.</i> , 2017; 2. Figueroa-Zavala <i>et al.</i> , 2015; 3. Gil <i>et al.</i> , 2015; 4. Jordan-Dahlgren and Rodriguez-Martinez, 2003; 5. Rioja-Nieto and Sheppard, 2008; 6. Rodriguez-Martinez, 2008; 7. Solis-Weiss <i>et al.</i> , 2007
	Anclaje de embarcaciones	CM ^{1,2}	1. Ardisson <i>et al.</i> , 2011; 2. Jordan-Dahlgren and Rodriguez-Martinez, 2003
	Tráfico marítimo	C ¹	1. Axis-Arroyo and Mateu, 2001
	Encallamiento de embarcaciones	CM ^{1,2}	1. Ardisson <i>et al.</i> , 2011; 2. Jordan-Dahlgren and Rodriguez-Martinez, 2003
	Especies invasora	OPB ^{1,2,3}	1. Guzmán-Méndez <i>et al.</i> , 2017; 2. Rojas <i>et al.</i> , 2018; 3. Sabido-Itzá and García-Rivas, 2019
	Sobrepesca	T ¹ , FCP ¹ , B ² , OPB ^{1,2} , CM ³	1. Arias-González, 1998; 2. Figueroa-Zavala <i>et al.</i> , 2015; 3. Jordan-Dahlgren and Rodriguez-Martinez, 2003
	Descarga de aguas residuales	PM ^{5,8} , S ³ , T ^{2,4,7} , OPB ^{1,2} , CM ⁶	1. Arias-González <i>et al.</i> , 2017; 2. Baker <i>et al.</i> , 2013; 3. Beddows, 2002; 4. Bruno <i>et al.</i> , 2003; 5. Hernández-Terrones <i>et al.</i> , 2011; 6. Jordan-Dahlgren and Rodriguez-Martinez, 2003; 7. Nipper and Carr, 2001; 8. Rodríguez-Martínez, 2008
	Enfermedades infecciosas	PM ^{6,8,9,10} , C ⁸ , T ^{3,4,8,11} , OPB ⁷ , CM ^{1,2,5,12}	1. Alvarez-Filip <i>et al.</i> , 2009b; 2. Alvarez-Filip <i>et al.</i> , 2019; 3. Bruno <i>et al.</i> , 2003; 4. Foley <i>et al.</i> , 2005; 5. Jordan-Dahlgren <i>et al.</i> , 2005; 6. Jordan-Dahlgren and Rodriguez-Martinez, 2003; 7. Jordan-Garza <i>et al.</i> , 2008; 8. Mullen <i>et al.</i> , 2006; 9. Rodriguez-Martinez <i>et al.</i> , 2001; 10. Rodriguez-Martinez <i>et al.</i> , 2010; 11. Ward <i>et al.</i> , 2006; 12. Weil, 2004
	Huracanes	BJ ⁷ , PM ^{7,8} , C ^{1,3,4,5} , CM ^{2,6}	1. Alvarez-Filip <i>et al.</i> , 2009a; 2. Alvarez-Filip <i>et al.</i> , 2009b; 3. Alvarez-Filip and Gil, 2006; 4. Alvarez del Castillo-Cárdenas <i>et al.</i> , 2008; 5. Fenner, 1991; 6. Jordan-Dahlgren and Rodriguez-Martinez, 2003; 7. Jordán-Dahlgren and Rodríguez-Martínez, 1998; 8. Rodríguez-Martínez <i>et al.</i> , 2010
	Aumento de la temperatura del agua de mar	PM ^{2,3} , OPB ¹	1. Garza-Perez and Arias-González, 2001; 2. Rodríguez-Martínez <i>et al.</i> , 2001; 3. Rodríguez-Martínez <i>et al.</i> , 2010
	Acidificación del océano	PM ^{2,3} , CM ¹	1. Alvarez-Filip <i>et al.</i> , 2009b; 2. Crook <i>et al.</i> , 2012; 3. Crook <i>et al.</i> , 2013
	Blancamiento del coral	PM ³ , OPB ¹ , CM ²	1. Garza-Perez and Arias-Gonzalez, 2001; 2. Jordan-Dahlgren and Rodriguez-Martinez, 2003; 3. Rodriguez-Martinez <i>et al.</i> , 2010
	Flujo masivo de sargazo	PM ³ , CM ^{1,2}	1. Chávez <i>et al.</i> , 2020; 2. Rodríguez-Martínez <i>et al.</i> , 2019; 3. Silva <i>et al.</i> , 2016

* LC Lázaro Cárdenas; IS Isla Mujeres; BJ Benito Juárez; PM Puerto Morelos; S Solidaridad; C Cozumel; T Tulum; FCP Felipe Carrillo Puerto; JMM José María Morelos; B Bacalar; OPB Othón P. Blanco; Q Quintana Roo; * Los números en superíndice son la cita de la columna de referencia; * El color gris señala las perturbaciones originadas por actividades humanas, el azul las originadas por eventos naturales y el verde identifica las perturbaciones relacionadas con el cambio climático

Anexo 1

Publicación

Review

A Review of Disturbances to the Ecosystems of the Mexican Caribbean, Their Causes and Consequences

Izchel Gómez ¹, Rodolfo Silva ^{1,*}, Debora Lithgow ², Janner Rodríguez ¹, Anastazia Teresa Banaszak ³ and Brigitta van Tussenbroek ³

¹ Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City 04510, Mexico; igomez@iingen.unam.mx (I.G.); jrodriguezpe@iingen.unam.mx (J.R.)

² Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa 91073, Mexico; debora.lithgow@inecol.mx

³ Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Puerto Morelos 77580, Mexico; banaszak@cmarl.unam.mx (A.T.B.); vantuss@cmarl.unam.mx (B.v.T.)

* Correspondence: rsilvac@iingen.unam.mx

Abstract: In a relatively short timescale (less than 50 years), urbanization has caused many anthropogenic disturbances that have affected ecosystem health and, directly or indirectly, quality of life for the local human population. Global disturbances, such as climate change, can also have a substantial, overarching impact on ecosystems. In this scenario, natural disturbances, previously considered an integral part of ecosystem dynamics, can now cause irreversible change to the state of ecosystems, and at the same time, negatively impact social and economic systems. The objective of this study was to identify ecosystem disturbances at a site of interest to recommend strategies to improve coastal zone management. We chose the Mexican Caribbean as a case study, because its biological and cultural complexity render it an interesting location from a coastal management point of view. The PRISMA framework was used to conduct a systematic literature review to identify the ecosystem disturbances that affect this area, as well as the main causes and consequences of these disturbances. Additionally, we discuss how disturbances and their impacts, as screened through PRISMA, can be incorporated into a coastal zone management framework. Results need to consider the limitations associated with using this technique e.g., the degree of impact from a current disturbance may vary from that reported in an earlier publication. Despite its limitations, we believe that this methodology proves useful for identifying key ecosystem disturbances and their consequences, providing a useful tool for identifying appropriate actions to inform coastal zone management plans.

Keywords: ecosystem disturbance; rainforest; cenotes; underground cave system; mangrove; dune; seagrasses; coral reefs



Citation: Gómez, I.; Silva, R.; Lithgow, D.; Rodríguez, J.; Banaszak, A.T.; van Tussenbroek, B. A Review of Disturbances to the Ecosystems of the Mexican Caribbean, Their Causes and Consequences. *J. Mar. Sci. Eng.* **2022**, *10*, 644. <https://doi.org/10.3390/jmse10050644>

Academic Editors: Rosa Molina, Giorgio Manno, Carlo Lo Re, Francisco Asensio-Montesinos and Giorgio Anfuso

Received: 10 March 2022

Accepted: 4 May 2022

Published: 9 May 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Environmental degradation is a problem of global concern with potentially irreversible negative socioeconomic and biophysical consequences [1]. At present, one of the main drivers of ecosystem degradation is anthropogenic disturbance [2]. Due to the abundance of the literature on disturbances, different definitions of the term abound [3]. A broad discussion on the topic of disturbances was provided by Battisti et al. [4], although White and Pickett's definition [5] is still widely accepted today [2,6,7].

Here, as per White and Pickett [5], we took disturbance to be any discrete event in time and space that disrupts the structure of an ecosystem, community, or population and exerts change over resources, substrate availability, or the physical environment.

Disturbances may be classified in several ways depending on the criteria used. Classification into natural or anthropogenic disturbances depends upon the nature of the triggering agent. Natural disturbances are events not induced by human activities, whereas anthropogenic disturbances are those directly, or indirectly, caused by human actions [4]. Another

criterion for classifying disturbances is its relative location, with the disturbance being endogenous if it is internal to the system under study or exogenous if it is external [4].

Natural disturbances are critical events that shape ecological systems such as tropical rain forests or coral reefs [8]. In the “state balance” theories of ecosystems, disturbances are the fundamental drivers of spatial and temporal heterogeneity of systems (Figure 1) [2,9]. The internal organization and functions (integrity) of an ecosystem are altered after a disturbance. Depending on the characteristics of the ecosystem and the disturbances affecting them, ecosystems can follow different trajectories in returning to a state of balance or equilibrium [9]. If ecosystem integrity is maintained, the system will return to a state similar to how it was prior to the disturbance; otherwise, a regime shift changing it to a different state will occur [10]. In recent decades, anthropogenic disturbances (e.g., change in land use, pollution, or the introduction of invasive species) and disturbances related to climate change, which also originated from impacts of anthropogenic activities, have increased in frequency, size, and intensity, potentially preventing recovery or adaptive responses on the part of the species that form part of the affected ecosystem [4,6,11]. When these species are unable to recover or adapt to a new biophysical environment, then their survival is threatened, putting at risk the stability of the populations and communities that form the affected ecosystem [4]. A reduction in ecosystem complexity (which is related to the diversity of the organisms of which it is comprised) can negatively modify its resilience (or capacity to reorganize, while undergoing change [12]) to subsequent disturbances [13].

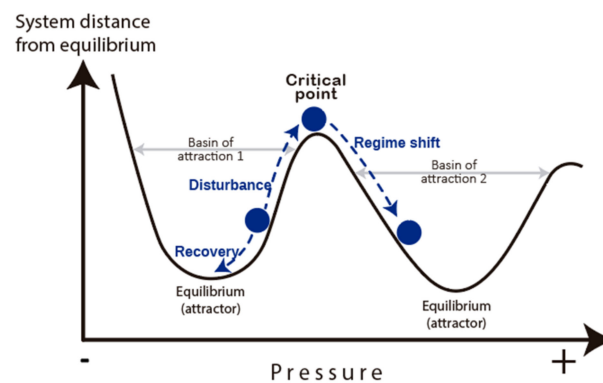


Figure 1. The landscape metaphor for a bistable system. Pressure is the result of multiple disturbances (disturbance regime), and it increases if one or more disturbances increase in frequency or intensity. The blue circle (ball) follows the states of the system, which, depending on the disturbance regime, may move between troughs denoting the different stable states of the system. In the metaphor, stabilizing effects are likened to gravity, and stability is the result of the system’s tendency to move towards an attractor state, shown at the bottom of each basin. Adapted from [9].

Ecosystems are exposed to multiple disturbances. The set of disturbances that affects a system on a particular scale of time and space is referred to as a disturbance regime [14]. Multiple disturbances can interact and cause unexpected changes in the state of an ecosystem once pushed beyond a critical (or tipping) point (Figure 1) [15]. Hence, disturbances may modify the natural or socio-ecological state of a system, implying a possible reduction in the ecosystem’s natural capital in terms of its essential products and services [4,16]. Improving the understanding of the causes and consequences of disturbances is crucial to the planning of strategies that promote human well-being and the health of ecosystems, providing important information to resource managers and policymakers alike [2,6].

This work aimed to determine the set of characteristic disturbances affecting a study site of interest and to present suitable strategies for use in coastal zone management. The case study was set in the Mexican Caribbean where the Caribbean Sea borders the Mexican state of Quintana Roo. Inland, this area is part of the Mesoamerican region, one of the world’s most biodiverse regions [17] including the “Selva Maya”, the second-largest tropical forest massif in America [18]. The Mexican Caribbean coastline and sea are part of the

Caribbean region, one of the global hotspots of marine life (both in the nearshore coastal area and in the open sea) [19]. The Caribbean is also one of the four regions that suffer some of the greatest human impacts worldwide due to overexploitation, habitat destruction, pollution, and climate change [19] with mass tourism adding to the high impact activities in the region [20]. The high cultural and biological diversity of the Mexican Caribbean renders this an area of great importance from a management perspective, also making it an interesting case study.

2. Materials and Methods

A systematic literature review was conducted to identify disturbance events in the key ecosystems of the Mexican Caribbean, of disturbances of the study area. Publications from indexed scientific journals were consulted using the PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses) framework [21]. The search was carried out using the Scopus and Web of Science databases. Since the Mexican Caribbean borders the whole length of the Mexican state of Quintana Roo, the words “Quintana Roo” or “Mexican Caribbean” were used to search within the publications’ titles, abstracts, and keywords. The search was limited to papers published prior to 2021 and was carried out between 1 April 2020 and 31 January 2021.

2.1. Inclusion and Exclusion Criteria

We included publications covering events that caused alterations with the potential to destabilize the state of the ecosystem plus those that specifically mentioned actual disturbances. Repeat publications were eliminated, as were those where the location of interest was merely mentioned as the host site of a conference, convention, etc.

2.2. Quality Assessment and Data Extraction

In the search for eligible publications, the first criterion for review was the publication’s title followed by the abstract and the body of the text. I.G. and J.R. reviewed the documents, and any disagreement was resolved by consensus.

For each of the disturbances found in the selected publications, the type of disturbance, the ecosystem involved, and the area in which they occurred were identified to evaluate the following: the amount of disturbance caused by natural phenomena and/or by human activities, the amount of disturbance to the different ecosystems, as well as the municipalities that suffered the greatest number of disturbances, respectively. In addition, to provide a temporal context for the disturbance, the year in which the disturbance occurred was also reported. The disturbances were categorized as either anthropogenic or natural; however, despite the fact that it is known that human activities can cause climate change, this disturbance was placed in its own separate category. This is because, in most documents, the consequences of disturbances are considered future predictions. It is essential to mention that disturbances can be caused by multiple agents; however, this point is rarely addressed. In this analysis, disturbance types (i.e., natural, anthropogenic, or climate change) were counted in isolation of each other. The documents reviewed also used different spatial scales (from local to regional). As the state of Quintana Roo has 11 municipalities (political divisions), disturbances were categorized by municipality so as to maintain a homogeneous spatial scale. In local studies, disturbances were counted as being within the municipality of the study area, whereas in regional studies, disturbances were categorized as pertaining to all of the corresponding municipalities. Table S1 (in the Supplementary Materials section) provides a synthesis of the data gathered. Finally, data relating to the impacts of disturbances on the main ecosystems of the region (tropical rainforest, cenotes, underground cave systems, mangroves, dunes, seagrass meadows, and coral reefs) was collected, as well as the agents triggering these disturbances. In the results section “main causes and consequences of disturbances”, up to three references per disturbance have been cited; however, in Table S1 the complete list of references has been provided per disturbance.

2.3. Characteristics of Qualifying Studies

A total of 1759 publications were collected. Of these, 413 records were found only in Scopus, 327 records were found only in the Web of Science, and 1019 records were found in both databases. Of the 1759 records, 72 publications were eliminated for not meeting the inclusion criteria. Of the remaining 1687 publications, 124 publications met all of the inclusion criteria (Figure 2).

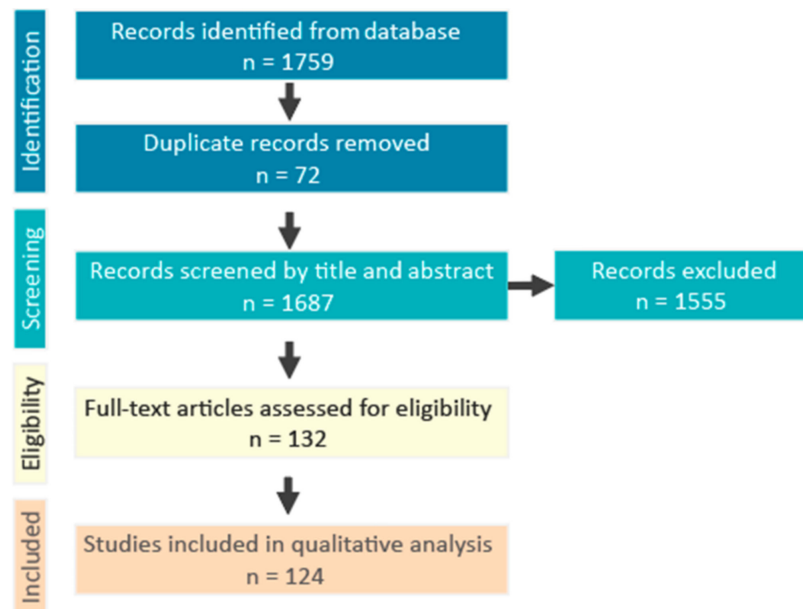


Figure 2. Flow of information through the different phases of the PRISMA framework.

3. Results

3.1. The Mexican Caribbean as a Case Study

The Mexican Caribbean borders the state of Quintana Roo, located on the eastern coast of the Yucatan Peninsula (Figure 3). The climate is warm, subhumid, with average annual temperature ranging from 23 °C to 28 °C and an average annual rainfall of between 700 mm and 1500 mm [22]. February to April tend to be drier months, with the greatest rainfall occurring between May and October. From November to February the area experiences “northerlies”, cold fronts with strong northerly winds [22].

The Yucatan Peninsula has an extensive underground aquifer formed by the infiltration of rainwater through the porous and fractured limestone rock [23]. The network of underground flooded caves of the Yucatan Peninsula was mainly formed by the karst properties of the geological platform and is also believed to have been shaped by the Chicxulub meteorite impact of 65 million years ago [24]. This network of flooded caves is a complex system made up of cavities and interconnected hydrological conduits embedded in the karst aquifer [24,25]. Groundwater movement through the cave systems is considered to be like that of “underground rivers” [26]. Groundwater velocities through the well-integrated flooded cave networks range from 0.5 to 2.5 km/day [26]. There are no surface rivers in the region, hence the water accumulated in the basin is transported directly through the underground cave system. Typical features of the region are cenotes, or sinkholes, i.e., pools of water that connect the surface with the groundwater system and are home to several endemic species [26,27]. The freshwater in this underground system connects to the sea, where it is discharged by means of, what is known locally as, blue holes or “ojos de agua” [28].

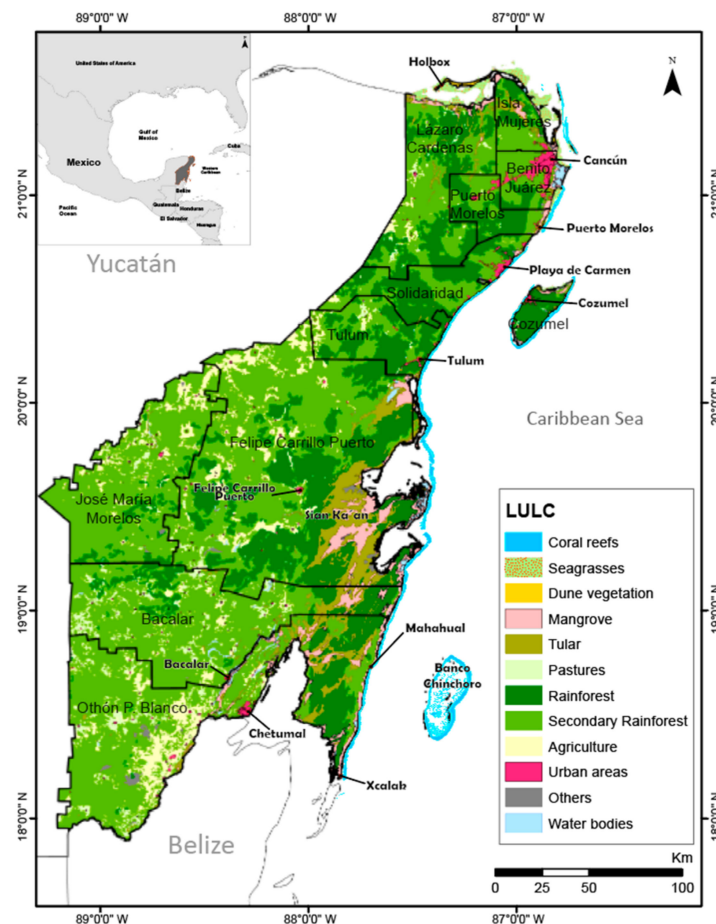


Figure 3. Land use and land cover (LULC) in the Mexican Caribbean region. Data from [29,30].

The coral reef in the Mexican Caribbean Sea forms part of the Mesoamerican Reef (MAR), the second-largest reef system in the world. The reef system is highly integrated from an ecological perspective [31]. The MAR extends for approximately 1000 km, from north to south, along the Caribbean coastline of Mexico, Belize, Guatemala, and Honduras. The Mexican coastline is 865 km long, hosting 300 km of coral reef [32]. The beaches are mainly sandy, with a small number of rocky shores without cliffs [22]. A variety of habitats are found in the littoral zone, including mangroves, dunes, coastal and reef lagoons, seagrass meadows, and coral reefs. Energy and matter are in constant flux within and between these coastal ecosystems, the adjacent tropical rainforest, and the inland underground water systems, thus the function and health of these ecosystems are closely related to biophysical processes [33].

Over the past five decades, the Mexican Caribbean coast has been the site of almost continuous economic development. The main economic activity in the area is tourism, representing >70% of the GDP in the state of Quintana Roo [20,34]. Throughout the 1980s and 1990s, Cancun, in the north, was the first location in this region to be developed as a tourist resort, now home to a massive hotel infrastructure. Development then spread along the coast to Playa del Carmen, and over to the islands of Isla Mujeres and Cozumel. Tourism requires services, which, in turn, gives rise to domestic migration and triggers fast-paced urban growth [35].

3.2. Disturbances in the Mexican Caribbean

From the literature analysis, 56 disturbances were identified in the various ecosystems, reported in 210 accounts. Reports of disturbances in the literature have increased year by year, starting out with 3 reports in 1991 and reaching 20 reports in 2020 (Figure 4a). Human activity (e.g., urban growth, tourism, or agriculture) caused 67.1% of the distur-

bances, 12.9% of disturbances were associated with climate change (e.g., sea-level rise, acidification, and increased temperatures), while the remaining 20% were due to large-scale natural phenomena (e.g., hurricanes; Figure 4b). The proportion of each type of reported disturbance varied, depending on the location (Figure 5). The municipality of José María Morelos had the fewest reports (19 disturbances), whilst Tulum was found to have the most (88 disturbances). Table 1 shows the main disturbances reported in the Mexican Caribbean per ecosystem and disturbance event, as well as the type/source of the disturbance based on the following categories: anthropogenic activities, climate change, or whether it was due to a natural phenomenon.

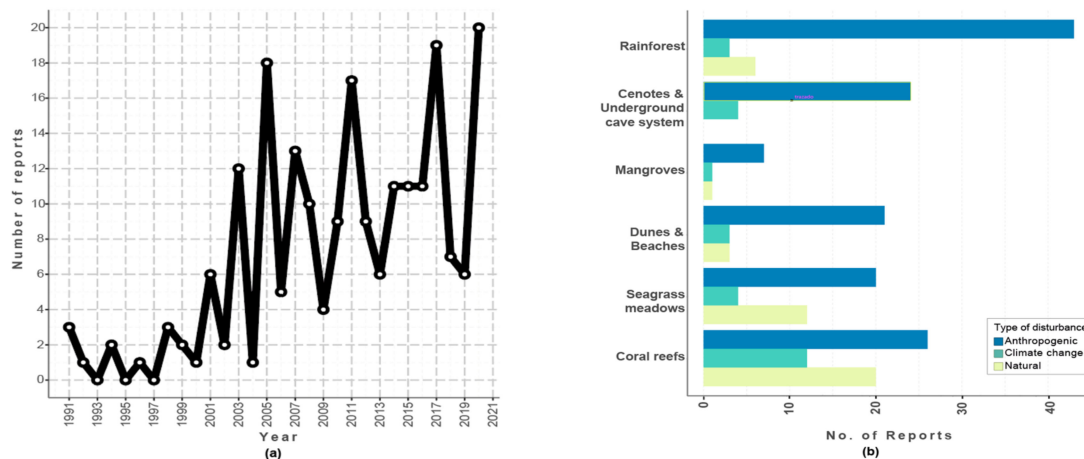


Figure 4. (a) Number of disturbance reports per year; (b) number of reports per disturbance type and ecosystem.

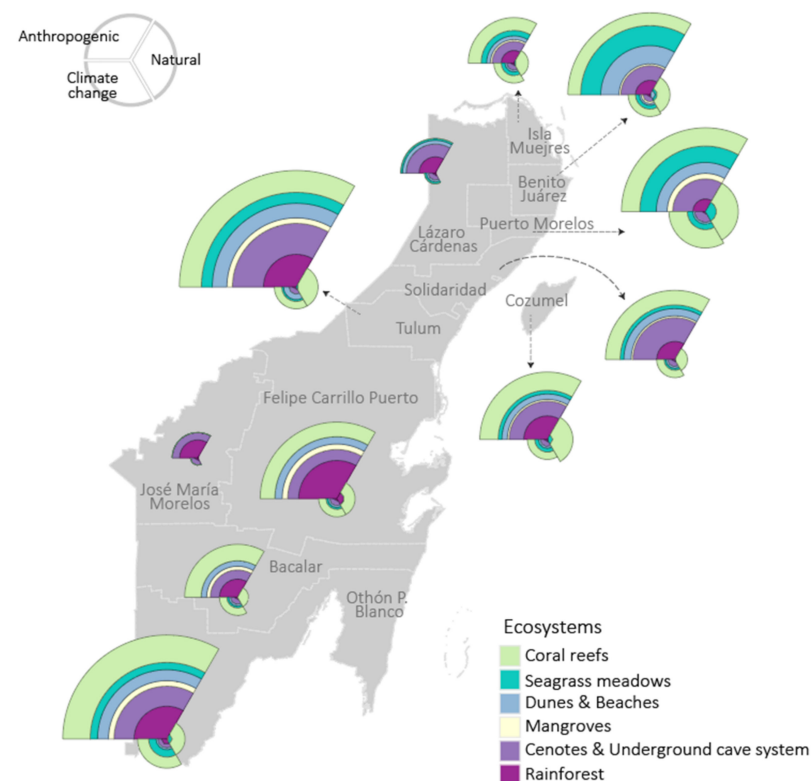


Figure 5. Number of reports per ecosystem (represented by colours) for each type of disturbance (represented by the position of the circle) for the 11 municipalities in Quintana Roo. The size of the circle is proportional to the number of disturbances reported in each municipality.

Table 1. Disturbances reported for the Mexican Caribbean (Quintana Roo).

Ecosystem	Disturbance Category	Disturbance Type
Rainforest	Anthropogenic	Urbanization Land-use change to farming Tree felling Forest fires Invasive species Illegal hunting Contaminant spill Mass disposal of sargassum
	Natural Climate change	Hurricanes Changes in precipitation regimes Rising temperature
Cenotes and Underground cave system	Anthropogenic	Groundwater overexploitation Tourism Wastewater discharge Leaching of contaminants Leaching of sargassum
	Climate change	Changes in precipitation regimes Sea-level rise and saltwater intrusion
Mangroves	Anthropogenic	Urbanization Tourism Invasive species Wastewater discharge Dumping and burning of industrial and household waste Mass disposal of sargassum
	Natural Climate change	Hurricanes Sea-level rise and floods
Dunes and Beaches	Anthropogenic	Urbanization Erosion Mechanical beach cleaning Excess noise Installation of urban features and lighting Invasive species Wastewater discharge
	Natural Climate change	Hurricanes Sea-level rise and floods Rising air and sand temperature Mass accumulation of sargassum
Seagrass meadows	Anthropogenic	Touristic aquatic activities Anchoring of vessels Wastewater discharge
	Natural	Hurricanes
	Climate change	Overgrazing by turtles Mass sargassum influx
Coral reefs	Anthropogenic	Touristic aquatic activities Anchoring of boats Marine traffic Vessel groundings Invasive species Overfishing
	Natural	Wastewater discharge Hurricanes
		Infectious diseases
	Climate change	Rising seawater temperature Ocean acidification Coral bleaching Mass sargassum influx

3.3. Main Causes and Consequences of Disturbances

Urban growth and (mass) tourism, as well as activities resulting from them, make up the main causes of anthropogenic disturbances. Meanwhile, the natural disturbances of greatest magnitude in the study area were due to hurricanes and the mass arrival of the seaweed sargassum to the shoreline. Global warming, sea-level rise, and ocean acidification are disturbances associated with climate change that severely impact ecosystems. The following is an overview of the disturbances that occur in the study area by ecosystem, including their impacts and agents.

3.3.1. Rainforest

Damage to this ecosystem is mainly caused by human activity. Urban growth [18,36,37], clearing of forest for agricultural grounds [18,38,39], and fires are the main reported causes of rainforest ecosystem damage (Figure 6) [40–42]. Ellis et al. [39] estimated that in southern Quintana Roo, the rate of deforestation from 2001 to 2018 was just over 18%, with agriculture and cattle ranching listed as the main causes. Additionally, Andrade-Herrera et al. [43] reported organochlorine compounds (OCPs) in agricultural soils and conservation areas near agricultural communities in Quintana Roo. The construction of buildings and roads causes displacement and wildlife mortality [44].



Figure 6. Disturbances reported in representative ecosystems of the Mexican Caribbean.

Anthropogenic factors include the introduction of exotic species and the extraction of native species. Urbanization sometimes results in the introduction of domestic animals, such as cats and dogs, preying on wild animals in the forest [44,45]. The presence of exotic and invasive fauna has also been documented, including the African honey bee (*Apis mellifera*) [46], the boa (*Boa constrictor*) on Cozumel Island [47–49], the greenhouse frog (*Eleutherodactylus planirostris*) [50], the tarantula (*Brachypelma vagans*) on Cozumel Island [51], the mosquito (*Aedes albopictus*) [52], the tricolored capuchin (*Lonchura malacca*) [53], the rock pigeon (*Columba livia*) [54], the turtle dove (*Streptopelia decaocto*) [54], the millipede (*Cylindrodesmus hirsutus*) [55], and the Anolis lizard (*Anolis sagrei*) [56]. Likewise, exotic flora have been documented (*Catharanthus roseus*, *Corchorus siliquosus*, *Erechtites hieraciifolius*, *Leonurus japonicus*, *Maranta gibba*, *Mimosa pudica*, *Phragmites australis*, *Portulaca oleracea*, *Pseudogynoxys chenopodioides*, *Solanum americanum*, and *Tribulus cistoides*), as have shrubs (*Solanum erianthum*), trees (*Citrus aurantifolia*), and epiphytes (*Nephrolepis multiflora*) [57]. The logging of trees and shrubs for wood for com-

mercial and domestic use (e.g., *Thrinax radiata* palm), as well as the illegal hunting of wildlife (e.g., deer, howler and spider monkeys, or jaguars) may affect biodiversity with cascading impacts [45,58].

Natural disturbances include hurricanes, and in the last 65 years, 43 category 4 hurricanes on the Saffir–Simpson scale and 13 category 5 hurricanes were recorded in the Mexican Caribbean, of which 9 made landfall [59]. Very high-intensity tropical meteorological disturbances are infrequent, but when they do occur, they can have important impacts on rainforest ecosystems. High-intensity hurricanes generate winds with the capacity to knock down trees and reduce the tree canopy, thereby are disturbances with the potential to impact forest dynamics [42,60,61]. The accumulation of organic matter following a hurricane may increase the probability of the spread of fires [41]. In addition to physical damage to vegetation, hurricanes were associated with a decrease in seedling recruitment success of mahogany (*Swietenia macrophylla*) [61], a species of commercial importance, and an increase in the populations of harmful insects [60].

Climate change also affects forest ecosystems. Garza-López [62] noted that rising temperatures and changes in the length of periods of drought and precipitation could cause the loss of habitat for mahogany (*Swietenia macrophylla*), an emblematic and commercially valuable species in the region. Heénaut et al. [63] studied associations between bromeliads, spiders, and ants and found that these interactions are governed by periods of flooding and drought, thus it is likely that climate change could affect this biotic association.

3.3.2. Cenotes and the Underground Cave System

Cenotes are an integral part of the network of flooded underground caves connected by conduits [23]. In this system, pollution is the most frequent disturbance. The porosity that gives rise to the aquifer also makes it susceptible to contamination, as pollutants infiltrate the ground surface, reaching the groundwater [64]. Depending upon groundwater velocity, and the connectivity of the below ground conduits, contaminants may be dispersed throughout the network of underground caves (Figure 6) [24], eventually reaching the sea [20].

Groundwater contamination is mainly associated with urban areas [65], agricultural areas [26,66], or roads [26,64]. Compounds that often contaminate groundwater include heavy metals, polyaromatic hydrocarbon compounds, fertilizers, pesticides, or organic matter [64,67,68]. Inadequate disposal of sargassum waste can also potentially affect the water quality of the underground cave system. Chávez et al. [69] noted that leachates from sargassum that have been inappropriately disposed of on land are likely to reach the groundwater due to the high permeability of the soil.

Some cenotes are popular tourist attractions with large numbers of visitors generating local water pollution (e.g., sunscreen residues in the water and inadequate handling of solid waste) [70]. This is particularly relevant given that the underground caves are home to many endemic species [27].

Sea-level rise due to climate change is predicted to be a cause of change in these systems. The below-ground water bodies consist of an upper thin lens of freshwater, recharged by rainwater, which flows towards the coast [65]. The lower, much thicker, layer is saltwater [65]. Sea water intrusion into the aquifer is related to hydraulic conductivity, aquifer recharge, and sea-level rise [25]. Aquifer recharge is compromised by water extraction for increasing human needs, as tourism and populations continue to grow, promoting saline intrusion [24,25,65]. In the Yucatan Peninsula, the underground system is the only source of freshwater [20], and under a sea-level rise scenario, surface seawater and saltwater lenses are projected to move [71] for tens of metres to kilometres inland [25].

3.3.3. Mangroves

Logging and mangrove destruction to make way for housing, infrastructure, and tourist resorts are the main causes of mangrove loss (Figure 6) [72]. The extraction of raw materials [45,72], and the dumping and burning of household waste [37], have put greater

pressure on these ecosystems. Hiraes-Cota et al. [72] noted that mangroves were being lost in southern Quintana Roo at an annual rate of 0.85% (from 1995 to 2010). Recently, coastal infrastructure in this area has been developing rapidly; so these figures are likely to have increased.

The introduction of exotic species is also affecting the mangrove ecosystem. The invasive species *Casuarina equisetifolia* (Australian pine) [45] has been reported to be present in large areas with mangrove trees. Domestic animals have also been reported to displace native species; e.g., dogs and feral cats have been observed eating turtle eggs [45].

Like forests, mangroves suffer from defoliation during hurricanes [72]. A 1 m rise in sea level could cause the loss of at least 27% of the mangrove cover in the Mexican Caribbean [73]. The groundwater flows close to the surface in the mangrove zone, and high concentrations of nitrogen compounds, phosphorus, and coliform bacteria associated with contaminated groundwater discharge have been reported in the mangroves [67].

Massive nearshore build-up of sargassum have caused foliage loss due to anoxia. Additionally, large amounts of sargassum have been dumped in many mangrove areas during the clean-up activities that follow massive arrivals of this seaweed [69].

3.3.4. Dunes and Beaches

Dunes occupy 4981 hectares in Quintana Roo, of which 77.3% are in a natural state [74]. As the dunes and beaches are found at the land–water transition, disturbances from both the sea and the land often affect them. Building infrastructure, mainly hotels, on the dune is a problem in several locations in the Mexican Caribbean, especially in the north of the state, where mass tourist infrastructure is highly concentrated (Figure 6) [75–77]. Infrastructure built directly on the dune results in sediment loss, which leads to coastal erosion [75,78]. This disturbance has been compensated by artificial (and at times poorly planned) beach replenishment of tourist beaches [76]. Hurricanes have aggravated the erosion induced by humans. In Cancun, Martell et al. [79] noted that after Hurricane Wilma in 2005, 8 million m³ of beach sediment was lost, while Martell-Dubois et al. [76] reported the loss of 31 m of beach after Hurricane Dean in 2007.

Climate change poses a threat to dune-dwelling biota. In addition to the increase in hurricane frequency or intensity, which is expected as a consequence of climate change, increases in solar radiation, temperature, and sea level could affect the fitness of some species. Santo et al. [80] pointed to a decrease in the hatching success of sea turtles, linked to the increase in sand temperature, as well as possible negative impacts on turtle nests as a consequence of increased flooding.

Anthropogenic activities such as mechanical beach cleaning, the removal of organic matter, excessive noise, and the use of beach furniture and lighting on tourist beaches are important disturbances to the beach habitat and its biota [81,82]. Ocaña et al. [81] reported repercussions to sea turtle health (*Caretta caretta* and *Chelonia mydas*), while Oliver et al. [82] showed similar findings for the ghost crab (*Ocypode quadrata*) as a result of these disturbances. The clearing of dune vegetation is common practice on tourist beaches. In addition to disturbing the habitat of native species, clearing facilitates the invasion of non-native species such as the Australian pine [45]. Wild species are also vulnerable to predation by domestic animals in dune areas [45].

Contaminants carried by groundwater can also alter dune conditions by increasing the nutrient load of the substrate. Nitrogen compounds, phosphorus, and coliform bacteria related to contaminated groundwater have also been reported in the dune zone [67,83].

The massive influx of sargassum results in excessive accumulation of this seaweed on the dune. Its decomposition causes an unpleasant smell, beach erosion, and changes in soil characteristics [69]. Erosion is mainly caused by the beach cleaning processes and also due to the loss of the seagrasses that stabilize the substrate through their roots [69].

3.3.5. Marine Water Bodies

Until a few decades ago, the waters of the Mexican Caribbean were characterized as oligotrophic [84]. However, since then water pollution (including human-induced eutrophication) have been reported in coastal lagoons [85–87] (Figure 6). Pollution and eutrophication decrease water quality and clarity, affecting the biota that inhabit marine ecosystems [88]. Groundwater flows from cave systems on the mainland discharge pollutants into the sea through submarine springs [87]. Consequently, the highest concentrations of contaminants are usually detected close to these submarine springs [67]. The pollutants and organic compounds discharged directly into the sea are mainly associated with sewerage discharges [89–91]. In Quintana Roo, many villages and towns lack water treatment plants, or do not have the capacity to process all the wastewater from the urban populations and the tourist developments [23,87,91]. Metcalfe et al. [26] noted that only 32% of inhabitants have access to a wastewater treatment system. Large resorts often use deep injection wells to pump their wastewater into the aquifer [87]. In addition, effluents from agriculture and industry (fertilizers, pesticides, and other pollutants) have been reported as sources of groundwater and seawater pollution [92–94].

Episodes of mass influx of sargassum (*Sargassum fluitans* and *Sargassum natans*) to the Mexican Caribbean coastline, which have been recurrent since 2014, have altered seawater properties in the nearshore areas. Several studies have reported an increase in the concentration of nutrients in seawater [69,95,96]. In 2015, a sargassum influx severely affected the northern Mexican Caribbean coast, causing a 15 to 35 fold increase in nearshore sediment, a 3 to 10 fold increase in phosphorus, and a 30 fold increase in nitrogen, while the light extinction K_d increased from 0.26 to 0.37 on average throughout the lagoon [97]. In nearshore waters, sargassum decomposition decreased water pH by up to 1.3 units and increased temperature by up to 2 °C [95]. In the southern Mexican Caribbean, dissolved oxygen decreased from 7.9 mg L⁻¹ to values close to 1 mg L⁻¹ [95].

3.3.6. Seagrass Meadows

Over the last 30 years, due to mass tourism and urban development in the coastal zone, the nutrient content in the seagrass habitat in coastal and reef lagoons has increased [98–100]. In the north of Quintana Roo, the land-locked Nichupté Lagoon system, surrounded by the hotel zone of Cancun, is highly eutrophic [85,101,102] and polluted (e.g., by heavy metals) [103]. Seagrasses are the indicators par excellence of increased nutrients in the environment. Van Tussenbroek et al. [102] and Camacho-Cruz et al. [104] found that *Thalassia testudinum* seagrass had higher amounts of tissue nitrogen content at sites near tourist developments than at sites with less tourist development. The reef lagoons along the coast also received increased amounts of nutrients and other contaminant inputs from groundwater discharges through “ojos de agua”, or submarine springs [91,101], and showed clear indications of eutrophication [105]. Even in these well-flushed reef lagoons, the constant nutrient supply has induced changes in the seagrass community composition as well as in biomass [106–108].

The increasing supply of nutrients has caused an increase in phytoplankton and macroalgae [104,109]. Tourist activity can also cause local damage to seagrass meadows directly, through intense snorkelling activities (causing resuspension of sediments) [110] and the anchoring of tourist boats [109].

Major meteorological events, such as hurricanes or tropical storms (e.g., [108,111]), as well as turtle grazing can cause significant damage to seagrass meadows. Seagrass meadows in Quintana Roo have been resilient, showing recovery in the face of these disturbances when anthropogenic disturbances have been absent or negligible (e.g., [111,112] for turtle grazing; [108] for hurricanes or storms). At Akumal, intense grazing by green turtles affected 45 to 55% of a small seagrass meadow, inducing a shift in the seagrass community towards less robust and faster-growing species [111]. While in Puerto Morelos, rotational grazing allowed for full recovery of grazed patches, with a reduced leaf production of *T. testudinum* from 3.09 to 0.93 g dry wt m⁻² d⁻¹ in the grazed patches [111].

However, if not overgrazed, seagrass beds recover gradually, several years after grazing has stopped [111,112]. Hurricanes or storms cause damage to seagrass, including defoliation, detachment of parts, mortality, burial, sediment removal, and exposure of the underground sections of the plants [113,114]. The impact of these events seems to be species-specific; for example, the seagrass *Syringodium filiforme* was more susceptible to removal and burial by sand than the robust *Thalassia testudinum* [114,115]. The impacts of hurricanes are not merely associated with physical damage: for example, Hurricane Wilma (a category 4 hurricane that lasted ≈ 3 d) caused drastic temperature changes for a short period, altering the reproductive cycles of seagrasses and seaweeds [116]. On the other hand, Whelan et al. [103] reported the positive effects of Hurricane Wilma on *T. testudinum*: the heavy metal content in contaminated grasses in the Nichupté Lagoon System fell (probably through the increased flushing of the lagoon) whilst iron content increased in the Puerto Morelos reef lagoon (probably as a result of upwelling).

No reports of changing marine conditions due to climate change were found for the Mexican Caribbean seagrass meadows. The most severe and acute disturbance to nearshore seagrass meadows in the region in recent years has been the periodic mass influxes of sargassum, which are believed to be caused by changes in the Atlantic Ocean due to climate change and regionwide eutrophication. Onshore accumulation of massive quantities of sargassum creates “brown tides” that deplete light and oxygen, and cause mortality of the benthos in the zone of influence (20–100 m offshore) [97]. When the brown tide subsides, algal communities develop in zones previously colonized by seagrasses [97]. As the recurrence period of the sargassum influx is shorter than the recovery time of a well-developed meadow [97], changes in the nearshore zones are likely to be permanent. In addition, the sargassum influx has changed the water quality in all the reef lagoons, even kilometres offshore [97,117], affecting the seagrass meadow in areas beyond the visible brown tides [105].

Amongst the most concerning trend that affects the seagrass meadows throughout the Caribbean, including Mexico, is a gradual decline in the dominant and most robust seagrass *Thalassia testudinum* (e.g., Van Tussenbroek et al. [108]), due to increasing anthropogenic disturbances (see above), because this is the most important habitat-forming species that cannot be replaced functionally by any other species. Seagrass meadows dominated by faster growing seagrass species that have inferior rooting capacity are more susceptible to removal during tropical storms or hurricanes. Once lost, the meadows will not recover for at least several decades, as the positive feedbacks that maintained them are gone [118]. A good example of the effect of synergistic disturbance is a 5 ha large seagrass meadow at Akumal, that has undergone a community shift towards *S. filiforme* and *Halodule wrightii* due to eutrophication [119]. Turtle overgrazing pushed this system towards a tipping point of an alternate state without seagrasses [111], which has not happened to date, due to the unexpected explosion of calcareous algae that protect the turtle grass from overgrazing by the turtles [112]. However, another study of combined eutrophication and overgrazing (by sea urchins) in Barbados revealed the removal of a sparse *S. filiforme* meadow remaining after a hydrological anomaly, causing the collapse of the ecosystem, including the loss of the beach [108].

3.3.7. Coral Reefs

The main disturbances affecting coral reefs are linked to tourism activities, hurricanes, overfishing, the spread of disease and exotic species, and the increase in seawater temperatures [120–122]. Contreras-Silva et al. [121] estimated that the hard coral cover in the Mexican Caribbean in the 1970s was approximately 26%, decreasing to approximately 16% by 2016. Such changes favour the replacement of corals by fast-growing fleshy macroalgae, which leads to the loss of key ecosystem functions and a phase shift from a coral dominated reef assemblage to a macroalgal-dominated ecosystem [121–123].

Poor practices by divers and snorkelers have caused physical damage and the resuspension of sediment on reefs, as observed in various reports [109,124,125]. Damage to corals

due to the anchoring of small boats visiting the reef has also been reported [36,125]. The occasional grounding of ships on the reef has been the source of another disturbance [125,126]. Additionally, Axis-Arroyo and Mateu [127] noted that ferry traffic can lead to changes in the composition and abundance of seabed species, especially close to ports, where sediment is constantly resuspended due to the manoeuvring of vessels.

Overfishing is a further cause of damage to the reef, due to the decrease in biomass of different species [37,128]. Overfishing of the spiny lobster (*Panulirus argus* and *P. guttatus*), queen conch (*Aliger* = *Lobatus* = *Strombus gigas*), grouper, and snapper has practically annihilated their populations [125].

The lionfish is the invasive species posing the greatest danger to the coastal ecosystems of the Mexican Caribbean today. Lionfish (*Pterois volitans*) and devilfish (*Pterois miles*), also sometimes called lionfish, were first observed in the Mexican Caribbean in 2009 and since then, have established across the entire region successfully [129,130], despite active efforts to reduce their populations.

Diseases and bleaching (loss of symbiotic algae) have affected most coral species in the Mexican Caribbean [131]. Coral bleaching has been reported [84,132], and the infectious diseases of greatest concern are Aspergillosis [133–135], white band disease [84,135], white pox [84,135], white plague [84,135,136], yellow band disease [133,137,138], black band disease [84,135,136], black spots [135,139], necrotic tissue patches [139], and the recently reported stony coral tissue loss disease [123].

Hurricanes are the most damaging climatic disturbance to coral ecosystems. High-intensity hurricanes (category 4 and 5) can detach branches of coral, sea fans, and sponges, overturn coral colonies, and even destroy entire colonies [140]. Up to 60% of the coral cover in the northern Mexican Caribbean has been lost due to high-intensity hurricanes [141–143]. They have also reduced the architectural complexity of the reefs, with negative impacts on biodiversity, composition, and functioning of these reefs [144].

The influx of sargassum has caused the mortality of small colonies in nearshore waters and on artificial reefs, such as *Gorgonia flabellum*, *Palythoa caribaeorum*, *Diploria labyrinthiformis*, *Dichocoenia stokesii*, *Porites astreoides*, and *Pseudodiploria clivosa* [97,145], as well as at least 78 animal species (mostly fish) [117]. Cabanillas-Terán et al. [95] found that the massive arrivals of this alga induced changes in food webs, such as reef algal consumption by sea urchins, which may possibly influence the natural dynamics of coral reef ecosystems.

4. Discussion

Coastal zone management is a complex task from both a social and ecological perspective. From a social point of view, management should ideally seek to meet the sustainable development goals proposed by the United Nations 2030 Agenda for Sustainable Development (no poverty, zero hunger, healthy life, qualitative education, gender equality, and decent work), in addition to meeting the specific needs of the human population at the study site. From an ecological perspective, management must be sustainable, which implies that human developments should not cause the depletion of natural resources or place the environment at risk.

The cities and villas development plans on the Mexican Caribbean coast must consider around 45 laws and regulations on urban development and environmental protection [146]. However, many times these laws have been ignored to foster economic activities. For example, tourism promotes the creation of jobs and a positive economic impact on >70% of the GDP in the state of Quintana Roo [20,34], which is why tourism projects continue to be promoted despite the disturbances related to this activity. The conflicts of interest that represent economic benefits on the one hand and ecosystem sustainability on the other hand, represent a great challenge for coastal zone management in many Caribbean areas.

Analysis of disturbances may help to understand the underlying pressures of a system caused by anthropogenic development, thereby providing guidance as to where to set the limits on natural resource use or occupation of the natural environment so as to avoid compromising the integrity of the system in question. Due to the resilience of many

ecosystems (see basins of attraction in Figure 1), it is often difficult to detect the critical point at which a possible regime change occurs. The increase in the number of disturbances, as well as the increase in their frequency, duration, and intensity, decreases the stability of the ecosystem, hence increasing the probability of regime change [9]. Therefore, knowledge of the disturbances at a site will enhance our understanding of the pressure that the system at a particular site is subjected to. Since the main objective of sustainable development is to neither put the environment nor humans at risk, the assessment of disturbances at a study site can be key to achieving the balance between economic growth, environmental care, and social well-being.

The systematic study of disturbances could serve as a helpful tool for use in coastal zone management. One of the main advantages of a study of this type is the precision of the diagnosis that can be carried out in relation to the causes of human intervention and the changes in the natural flow of coastal processes [147,148]. Once the sources of disturbance have been identified, different frameworks may be applied to assess the spatial-temporal effectiveness of different responses to disturbances. Such frameworks include DPSIR (Drivers-Pressure-State-Impact-Response) [149]; DAPSI(W)R(M) (Driver-Activity-Pressure-State change-Impacts (on Welfare)-Responses (through Measures) [150]; and DESCOR (Drivers-Exchanges-States-Consequences-Responses) [151]. For these frameworks, data associated with anthropogenic disturbances is particularly useful for assessing the impacts or consequences of human activities.

Based on the DESCOR framework, drivers are considered anything that can stimulate any form of mass and energy flow, whether it be natural (natural disturbances) or anthropogenic (human-induced disturbances) and of local, regional, or global origin. The effects of these drivers are then reflected in the exchanges of mass or energy flow that modify the environment manifesting either as long-term chronic processes (e.g., gradual nutrient input) or processes that show up episodically (e.g., passage of a hurricane). In this framework, the assessment of the consequences (e.g., social, economic, or in ecosystem services) helps to provide potential responses for adaptive coastal management (e.g., wastewater treatment, restoration of seagrass beds).

For example, a major disturbance in the municipality of Benito Juárez has been the change in land use associated with the creation of the hotel zone in Cancun. The resultant urbanization (mostly streets and buildings) has affected practically 100% of the barrier island (known as the hotel zone) surrounding the Nichupté lagoon system. Hurricanes Gilbert in 1988 and Wilma in 2005 caused “shifts” in the morphodynamic behaviour of the barrier island [75,152,153]. Up until the late 1960s, the barrier island was uninhabited and comprised sand dunes and beaches set among mangroves, lagoons, and rainforest landscape [154]. The small intermittent inlets that were formed during severe storms and healthy dune systems enabled the recirculation of water and sediments between the sea and the lagoon, maintaining the natural balance of the sediments and a dynamic beach-dune system. Given the fact that mass construction, in the form of tourism infrastructure, has been carried out over the last five decades, the barrier island, in morphodynamic terms, now acts as a giant concrete dam [75,151,155]. During intense wave activity and storm tides, the beach undergoes transformation, with sediment moving out from the dune and into the sea. However, in the absence of dunes, when the waves hit the buildings that have been erected directly on the shoreline, the wave energy is no longer dissipated to the same degree. Wave reflection, induced by the coastal infrastructure, increases the intensity of the surf and causes the sediment to move, leaving the littoral cell. Another consequence of the building of infrastructure is a significant reduction in water renewal within the Nichupté lagoon system. The increased retention time has led to the following: (1) chronic eutrophication due to limited water exchange with the Nichupté lagoon (see seagrass systems above), (2) flooding of the barrier island has become more frequent and for longer periods due to lack of drainage caused by the presence of paved surfaces limiting percolation to the subsoil and solid infrastructure preventing efficient surface runoff to

the sea and the lagoon, and (3) the loss of beaches and dunes associated with increased sediment transport offshore [75].

Following the passage of Hurricane Gilbert in 1988, inadequate structural remediation measures were carried out in Cancun, leading to a further decline of the system's resilience, the result of having failed to properly identify anthropogenic disturbances, [156]. After the passage of Hurricane Wilma in 2005, it became clear that the responses had been inadequate in the past and that the socioeconomic consequences of the damage were much more significant. The decision was made to, as a remedial measure, provide artificial beach nourishment to two beaches (importing more than 8 million m³ of sand) [157] and to build a beach protection structure in the northern area of Quintana Roo. However, according to Martell et al. [79], the morphodynamic imbalance of the barrier island of Cancun is an ongoing problem, and future disturbances by hurricanes or storms will critically impact the area and create a critical state again.

In addition to the anthropogenic disturbances of local origin (such as the example above), we must also consider disturbances that occur at a regional level (for example, contamination of the groundwater) or global origin (for example, those associated with climate change). Identifying these disturbances and assessing their outcomes (even qualitatively) can undoubtedly help to define potential response actions. Such actions seek to adaptively modify the responses with the aim of reducing negative impacts and improving the conditions of the systems that will form part of the new Drivers-Exchanges-States cycle.

In the Mexican Caribbean, anthropogenic disturbances have caused significant changes to the main ecosystems of Puerto Morelos that include the following: coral reefs, seagrass meadows in the reef lagoon, beaches, dunes, and mangroves. Here, the mangroves are separated from the sea by the dunes and beach (sand barrier), and at present they are only connected with the sea during storm conditions [151]. In the continental part, the major local disturbance is urbanization [67]. Urbanization of the sand barrier has obstructed the water and sediment recirculation between the mangrove and the sea. Roads crossing the mangrove have modified the water flow within the mangrove wetland, generating stagnation of the water in certain areas and desiccation in others. Wastewater discharge into the aquifer is both a local and regional anthropogenic disturbance that also affects the marine ecosystem, because polluted groundwater is discharged through submarine springs into mangroves and the reef lagoon. In Puerto Morelos, rising water temperature due to global climate change has caused coral bleaching and subsequent coral death [158]. Coral bleaching and diseases have resulted in the loss of structural complexity and a reduction in wave energy dissipation through turbulence and friction, thus wave breaking is drastically reduced [159]. Furthermore, fleshy macroalgae colonize the reef substrate, further modifying the configuration of this ecosystem [123]. The mass influx of sargassum (either a regional or global disturbance depending on its hypothesized causes), has resulted in changes in the physical–chemical parameters of seawater, including temperature, light, pH, and nutrient concentrations, with potential far-reaching consequences for all associated marine ecosystems [97]. Thus, Puerto Morelos is exposed to anthropogenic disturbances of local, regional, and global origin; although the consequences of each of these disturbances could be assessed to a certain degree, the consequences of their interactive impacts, on top of interactions with natural disturbances, are extremely difficult to assess.

Using the PRISMA framework, the disturbances that affect the Mexican Caribbean study site were identified in a systematic manner. However, as the methodology was developed, certain limitations became apparent. For example, it was not possible to determine whether the disturbances referred to in earlier publications are still ongoing or not, or, if the values reported have increased or decreased over time. Moreover, it was not possible to know if the impacts of these disturbances continue, or, if these ecosystems have recovered. In addition, when analysing such a wide area, it is important to pinpoint the location of the disturbances in order to recommend targeted management strategies because not all disturbances occur across the entire study area. The way to use the information produced by PRISMA to the greatest advantage is to clearly identify both the location and

the period in which the reported disturbances occurred. On a final note, it is important to highlight that the number of reports does not necessarily reflect the total number of disturbances that have occurred in the ecosystems of the Mexican Caribbean.

In the Mexican Caribbean, the loss of coral cover and the consequent flattening of the coral reef landscape has led to a decrease in wave energy dissipation. As a consequence, more energy is transmitted to the shoreline and there is less oxygenation of the seawater. Similarly, the loss of nearshore seagrass meadows has caused waves to strike the beach with more energy. Increased wave energy and lower seagrass cover has resulted in sediment being transported along the shoreline and lost. The loss of sand and their stability promote further fragmentation of seagrass beds. Waves reflecting off the beach and coastal infrastructure carry large amounts of sediment beyond the littoral cell, causing beach erosion. The transport of fine sediment increases turbidity in the water, affecting many coral reef species and resulting in the replacement of seagrasses by algae. These processes bring about cascading impacts due to the decrease in the populations of key species, such as parrotfish that help to maintain a healthy reef structure and generate sand production. Species that can withstand the new conditions, e.g., calcareous algae or lionfish, occupy the niches vacated by species that have been unable to adapt. Given this scenario, disturbances cause the coastal infrastructure to become more exposed and the low-lying areas of the coastline to become flooded, which, in turn, negatively impacts the dune and mangrove vegetation, driving these systems to a regime shift.

5. Conclusions

Anthropogenic disturbances have caused extreme changes to the ecosystems in the Mexican Caribbean. The main anthropogenic disturbances produced locally include the change in land use, predominantly related to the construction of infrastructure, and the pollution of water bodies linked mainly to wastewater discharge, which generate consequences on a regional scale. In addition to local disturbances, global disturbances, such as increased temperatures and the mass influx of sargassum, have caused significant negative impacts on coastal ecosystems. Natural disturbances such as hurricanes may have caused strong impacts on these disturbed ecosystems.

The use of the PRISMA methodology was valuable for helping to determine the agents that trigger disturbances and their origin. This information helps us determine which disturbances we can and cannot control, based on their causes (e.g., natural and global disturbances), and where other response strategies need to be put in place. In addition, this work shows that effective coastal zone management frameworks can be developed by accurately diagnosing the impacts and consequences of human activities on coastal ecosystems. Understanding how human actions exert change over natural processes is important when considering solutions for restoring natural flows. This is particularly important in places where a change of state has been observed. If the changes to natural processes have been well-understood, strategies may be employed to attack the root problem, taking out the guesswork. It is essential to point out that once the key elements of disturbances have been identified and the altered processes have been well-understood, the main goal should be to put the necessary responses in place to achieve the sustainable management of the coast.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/jmse10050644/s1>, Table S1: Disturbances reported for the municipalities of Quintana Roo and the Mexican Caribbean.

Author Contributions: Conceptualization, I.G., D.L. and R.S.; methodology, I.G. and J.R.; validation, I.G. and J.R.; formal analysis, I.G., J.R., D.L., R.S., B.v.T. and A.T.B.; investigation, I.G., J.R., D.L., R.S., B.v.T. and A.T.B.; resources, I.G.; data curation, I.G., J.R., D.L., R.S., B.v.T. and A.T.B.; writing—original draft preparation, I.G., D.L. and R.S.; writing—review and editing, I.G., J.R., D.L., R.S., B.v.T. and A.T.B. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The authors are grateful to CONACYT-SENER-Sustentabilidad Energética project “Centro Mexicano de Innovación en Energía del Océano (CEMIE Océano)”: FSE-2014-06-249795 for their financial and technical support.

Data Availability Statement: As this is a review article, the data supporting the results can be found in the respective references in the manuscript.

Acknowledgments: The authors thank CONACYT for the grant awarded to Izchel Gómez and Janner Rodríguez.

Conflicts of Interest: The authors declare that there are no conflicts of interest that may affect third parties in relation to the publication of this article.

References

1. Silva, R.; Chávez, V.; Bouma, T.J.; Van Tussenbroek, B.I.; Arkema, K.K.; Martínez, M.L.; Oumeraci, H.; Heymans, J.J.; Osorio, A.F.; Mendoza, E.; et al. The Incorporation of Biophysical and Social Components in Coastal Management. *Estuaries Coasts* **2019**, *42*, 1695–1708. [\[CrossRef\]](#)
2. Newman, E.A. Disturbance Ecology in the Anthropocene. *Front. Ecol. Evol.* **2019**, *7*, 147. [\[CrossRef\]](#)
3. Walker, L.A.; Willig, M.R. An introduction to terrestrial disturbance. In *Ecosystem of the World 16: Ecosystems of Disturbed Ground*; Walker, L.A., Ed.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 1999.
4. Battisti, C.; Poeta, G.; Fanelli, G. *An Introduction to Disturbance Ecology*; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, 2016; ISBN 9783319324753.
5. White, P.S.; Pickett, S.T.A. Chapter 1—Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. In *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*; Pickett, S.T.A., White, P.S.B.T., Eds.; Academic Press: San Diego, CA, USA, 1985; pp. 3–13. ISBN 978-0-08-050495-7.
6. Turner, M.G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* **2010**, *91*, 2833–2849. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
7. Grimm, N.B.; Pickett, S.T.A.; Hale, R.L.; Cadenasso, M.L. Does the ecological concept of disturbance have utility in urban social–ecological–technological systems? *Ecosyst. Health Sustain.* **2017**, *3*, e01255. [\[CrossRef\]](#)
8. Connell, J.H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* **1978**, *199*, 1302–1310. [\[CrossRef\]](#)
9. Tett, P.; Gowen, R.J.; Painting, S.J.; Elliott, M.; Forster, R.; Mills, D.K.; Bresnan, E.; Capuzzo, E.; Fernandes, T.F.; Foden, J.; et al. Framework for understanding marine ecosystem health. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2013**, *494*, 1–27. [\[CrossRef\]](#)
10. Sguotti, C.; Cormon, X. *Regime Shifts—A Global Challenge for the Sustainable Use of Our Marine Resources BT—YOUIMARES 8—Oceans Across Boundaries: Learning from Each Other*; Jungblut, S., Liebich, V., Bode, M., Eds.; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, 2018; pp. 155–166.
11. Ratajczak, Z.; Carpenter, S.R.; Ives, A.R.; Kucharik, C.J.; Ramiadantsoa, T.; Stegner, M.A.; Williams, J.W.; Zhang, J.; Turner, M.G. Abrupt Change in Ecological Systems: Inference and Diagnosis. *Trends Ecol. Evol.* **2018**, *33*, 513–526. [\[CrossRef\]](#)
12. Walker, B.; Holling, C.S.; Carpenter, S.R.; Kinzig, A. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecol. Soc.* **2004**, *9*, 5. [\[CrossRef\]](#)
13. Farina, A. *Principles and Methods in Landscape Ecology: Toward a Science of Landscape*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2006; ISBN 978-1-4020-3327-8.
14. Peters, D.P.C.; Lugo, A.E.; Chapin, F.S.; Pickett, S.T.A.; Duniway, M.; Rocha, A.V.; Swanson, F.J.; Laney, C.; Jones, J. Cross-system comparisons elucidate disturbance complexities and generalities. *Ecosphere* **2011**, *2*, 1–26. [\[CrossRef\]](#)
15. Burton, P.J.; Jentsch, A.; Walker, L.R. The ecology of disturbance interactions. *Bioscience* **2020**, *70*, 854–870. [\[CrossRef\]](#)
16. De Groot, R.; Van der Perk, J.; Chiesura, A.; Van Vliet, A. Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecol. Econ.* **2003**, *44*, 187–204. [\[CrossRef\]](#)
17. Mittermeier, R.; Gil, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.; Lamoreux, J.; Fonseca, G. *Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*; Cemex: Monterrey, Mexico, 2004; Volume 392, ISBN 968-6397-77-9.
18. Ellis, E.A.; Hernández-Gómez, I.U.; Romero-Montero, J.A. Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas* **2017**, *26*, 101–111. [\[CrossRef\]](#)
19. Tittensor, D.P.; Mora, C.; Jetz, W.; Lotze, H.K.; Ricard, D.; Berghe, E.V.; Worm, B. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* **2010**, *466*, 1098–1101. [\[CrossRef\]](#)
20. Banaszak, A.T. Anthropogenic Pollution of Aquatic Ecosystems. In *Contamination of Coral Reefs in the Mexican Caribbean*; Häder, D., Helbling, E.W., Villafañe, V.E., Eds.; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, 2021; pp. 113–129, ISBN 9783030756024.
21. Page, M.J.; McKenzie, J.E.; Bossuyt, P.M.; Boutron, I.; Hoffmann, T.C.; Mulrow, C.D.; Shamseer, L.; Tetzlaff, J.M.; Akl, E.A.; Brennan, S.E.; et al. The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *Int. J. Surg.* **2021**, *88*, 105906. [\[CrossRef\]](#)

22. Tello, H.; Castellanos, E. Características geográficas. In *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un Análisis para su Conservación, Tomo I*; Pozo, C., Armijo Canto, N., Calmé, S., Eds.; El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), Gobierno del Estado de Quintana Roo y Programa de Pequeñas Donaciones (PPD): Mexico City, Mexico, 2011; p. 83.
23. Beddows, P.A. Where does the sewage go? The karst groundwater system of municipalidad Solidaridad, Quintana Roo. *AMCS Act. Newsl.* **2002**, *25*, 47–52.
24. Bauer-Gottwein, P.; Gondwe, B.R.N.; Charvet, G.; Marín, L.E.; Rebolledo-Vieyra, M.; Merediz-Alonso, G. Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeol. J.* **2011**, *19*, 507–524. [\[CrossRef\]](#)
25. Deng, Y.; Young, C.; Fu, X.; Song, J.; Peng, Z.R. The integrated impacts of human activities and rising sea level on the saltwater intrusion in the east coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Nat. Hazards* **2017**, *85*, 1063–1088. [\[CrossRef\]](#)
26. Metcalfe, C.D.; Beddows, P.A.; Bouchot, G.G.; Metcalfe, T.L.; Li, H.; Van Lavieren, H. Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environ. Pollut.* **2011**, *159*, 991–997. [\[CrossRef\]](#)
27. Pérez-Moreno, J.L.; Illiffe, T.M.; Bracken-Grissom, H.D. Life in the Underworld: Anchialine cave biology in the era of speleogenomics. *Int. J. Speleol.* **2016**, *45*, 149–170. [\[CrossRef\]](#)
28. Beddows, P.A.; Smart, P.L.; Whitaker, F.F.; Smith, S.L. Decoupled fresh-saline groundwater circulation of a coastal carbonate aquifer: Spatial patterns of temperature and specific electrical conductivity. *J. Hydrol.* **2007**, *346*, 18–32. [\[CrossRef\]](#)
29. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) Portal de Información Geográfica. Available online: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (accessed on 26 March 2020).
30. United Nations Environment Programme-Environment World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC) Ocean Data Viewer. Available online: <https://data.unep-wcmc.org/> (accessed on 29 March 2020).
31. Ramírez-Barajas, P.; Islebe, G.A.; Torrescano-Valle, N. Perturbación post-huracán Dean en el hábitat y la abundancia relativa de vertebrados mayores de la Selva Maya, Quintana Roo, México. *Rev. Mex. Biodivers.* **2012**, *83*, 1194–1207. [\[CrossRef\]](#)
32. Ardisson, P.-L.; May-Kú, M.A.; Herrera-Dorantes, M.T.; Arellano-Guillermo, A. The Mesoamerican Barrier Reef System-Mexico: Considerations for its designation as a Particularly Sensitive Sea Area. *Hidrobiológica* **2011**, *21*, 261–280.
33. Beltrán-Torres, A. Ecosistemas marinos. In *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un Análisis para su Conservación, Tomo I*; Pozo, C., Armijo Canto, N., Calmé, S., Eds.; El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), Gobierno del Estado de Quintana Roo y Programa de Pequeñas Donaciones (PPD): Mexico City, Mexico, 2011; p. 83.
34. Sánchez-Gil, P.; Yáñez-Arancibia, A.; Ramírez-Gordillo, J.; Day, J.W.; Templet, P.H. Some socio-economic indicators in the Mexican states of the Gulf of Mexico. *Ocean Coast. Manag.* **2004**, *47*, 581–596. [\[CrossRef\]](#)
35. Babinger, F. Tourism facing the challenge of recurring natural hazards: A view from Cancún. *Investig. Geogr.* **2012**, *78*, 75–88. [\[CrossRef\]](#)
36. Solís-Weiss, V.; Alejandro, G.B.; Martínez, J.M. Environmental evaluation of Cozumel Island Mexico. In Proceedings of the 8th International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, Alexandria, Egypt, 13–17 November 2007; Volume 2, pp. 775–786.
37. Figueroa-Zavala, B.; Correa-Sandoval, J.; Ruiz-Zárate, M.Á.; Weissenberger, H.; González-Solís, D. Environmental and socio-economic assessment of a poorly known coastal section in the southern Mexican Caribbean. *Ocean Coast. Manag.* **2015**, *110*, 25–37. [\[CrossRef\]](#)
38. Abraham, A.G.; Schmook, B.; Calmé, S. Distribución espacio-temporal de las actividades extractivas en los bosques del ejido Caoba, Quintana Roo. *Investig. Geogr.* **2007**, *62*, 69–86. [\[CrossRef\]](#)
39. Ellis, E.A.; Navarro Martínez, A.; García Ortega, M.; Hernández Gómez, I.U.; Chacón Castillo, D. Forest cover dynamics in the Selva Maya of Central and Southern Quintana Roo, Mexico: Deforestation or degradation? *J. Land Use Sci.* **2020**, *15*, 25–51. [\[CrossRef\]](#)
40. Ellis, E.A.; Romero Montero, J.A.; Hernández Gómez, I.U. Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: The role of land use and community forestry. *Trop. Conserv. Sci.* **2017**, *10*, 1940082917697259. [\[CrossRef\]](#)
41. Rada, J.M.; Iturbe, J.A.; Vivar, S.I.; Irabien, L.M.; Manrique, C.; Dzúl, F.; Euán, A. Cambios de cobertura y uso del suelo (1979–2000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo. *Investig. Geogr.* **2007**, *62*, 104–124.
42. Rodríguez-Trejo, D.A.; Tchikoué, H.; Cántora-González, C.; Contreras-Aguado, R.; De la Rosa-Vázquez, A. Modelaje del peligro de incendio forestal en las zonas afectadas por el huracán Dean. *Agrociencia* **2011**, *45*, 593–608.
43. Andrade-Herrera, M.; Escalona-Segura, G.; González-Jáuregui, M.; Reyna-Hurtado, R.A.; Vargas-Contreras, J.A.; Rendón-von Osten, J. Presence of Pesticides and Toxicity Assessment of Agricultural Soils in the Quintana Roo Mayan Zone, Mexico Using Biomarkers in Earthworms (*Eisenia fetida*). *Water. Air. Soil Pollut.* **2019**, *230*, 59. [\[CrossRef\]](#)
44. González-Gallina, A.; Hidalgo-Mihart, M.G.; Castelazo-Calva, V. Conservation implications for jaguars and other neotropical mammals using highway underpasses. *PLoS ONE* **2018**, *13*, e0206614. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
45. Mazzotti, F.J.; Fling, H.E.; Merediz, G.; Lazcano, M.; Lasch, C. Conceptual ecological model of the Sian Ka'an Biosphere Reserve, Quintana Roo, Mexico. *Wetlands* **2005**, *25*, 980–997. [\[CrossRef\]](#)
46. Cairns, C.E.; Villanueva-Gutiérrez, R.; Koptur, S.; Bray, D.B. Bee Populations, Forest Disturbance, and Africanization in Mexico. *Biotropica* **2005**, *37*, 686–692. [\[CrossRef\]](#)

47. Martínez-Morales, M.A.; Cuarón, A.D. Boa constrictor, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodivers. Conserv.* **1999**, *8*, 957–963. [\[CrossRef\]](#)
48. Romero-Nájera, I.; Cuarón, A.D.; González-Baca, C. Distribution, abundance, and habitat use of introduced Boa constrictor threatening the native biota of Cozumel Island, Mexico. *Biodivers. Conserv.* **2007**, *16*, 1183–1195. [\[CrossRef\]](#)
49. Suárez-Atilano, M.; Cuarón, A.D.; Vázquez-Domínguez, E. Deciphering Geographical Affinity and Reconstructing Invasion Scenarios of Boa imperator on the Caribbean Island of Cozumel. *Copeia* **2019**, *107*, 606–621. [\[CrossRef\]](#)
50. Cedeño-Vázquez, J.R.; González-Vázquez, J.; Martínez-Arce, A.; Canseco-Márquez, L. First record of the invasive greenhouse frog (*Eleutherodactylus planirostris*) in the Mexican Caribbean. *Rev. Mex. Biodivers.* **2014**, *85*, 650–653. [\[CrossRef\]](#)
51. Machkour-M'Rabet, S.; Vilchis-Nestor, C.A.; Barriga-Sosa, I.D.L.A.; Legal, L.; Hénaut, Y. A molecular approach to understand the riddle of the invasive success of the tarantula, *Brachypelma vagans*, on Cozumel Island, Mexico. *Biochem. Syst. Ecol.* **2017**, *70*, 260–267. [\[CrossRef\]](#)
52. Ortega-Morales, A.I.; Bond, G.; Méndez-López, R.; Garza-Hernández, J.A.; Hernández-Triana, L.M.; Casas-Martínez, M. First record of invasive mosquito aedes albopictus in tabasco and yucatan, MEXICO. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* **2018**, *34*, 120–123. [\[CrossRef\]](#)
53. Degante-González, A.P.; Tepatlán-Vargas, R.; Ramírez-Utrera, A.L.; Mora-Heredia, E.; Villegas-Patraca, R. Record of the tricolored munia (*Lonchura malacca*) in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Rev. Mex. Biodivers.* **2018**, *89*, 582–586. [\[CrossRef\]](#)
54. Ramírez-Albores, J.E.; Pérez-Suárez, M. Tropical forest remnants as shelters of avian diversity within a tourism development matrix in yucatan Peninsula, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* **2018**, *66*, 799–813. [\[CrossRef\]](#)
55. Recuero, E. The invasive species *Cylindrodesmus hirsutus* Pocock (Diplopoda: Polydesmida: Haplodesmidae) spreads to the northern Caribbean, with a compilation of published localities. *Int. J. Trop. Insect Sci.* **2018**, *38*, 299–302. [\[CrossRef\]](#)
56. Cid-Mora, O.; Vásquez-Cruz, V. Nuevo registro en la dieta de la bejuquillo parda *Oxybelis aeneus* (Serpentes: Colubridae). *Rev. Latinoam. Herpetol.* **2020**, *3*, 98–100.
57. Schultz, G.P. Vascular flora of the El Edén Ecological Reserve, Quintana Roo, Mexico. *J. Torrey Bot. Soc.* **2005**, *132*, 311–322. [\[CrossRef\]](#)
58. Horwich, R.H. Effective solutions for howler conservation. *Int. J. Primatol.* **1998**, *19*, 579–598. [\[CrossRef\]](#)
59. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Historical Hurricane Tracks. Available online: <https://coast.noaa.gov/hurricanes/#map=4/32/-80> (accessed on 1 April 2021).
60. Clifton, D. Yucatan after the wind: Human and environmental impact of hurricane Gilbert in the central and Eastern Yucatan Peninsula. *GeoJournal* **1991**, *23*, 337–345. [\[CrossRef\]](#)
61. Gutiérrez-Granados, G.; Juárez, V.; Alcalá, R.E. Natural and human disturbances affect natural regeneration of *Swietenia macrophylla*: Implications for rainforest management. *For. Ecol. Manag.* **2011**, *262*, 161–169. [\[CrossRef\]](#)
62. Garza-López, M.; Ortega-Rodríguez, J.M.; Zamudio-Sánchez, F.J.; López-Toledo, J.F.; Domínguez-Álvarez, F.A.; Sáenz-Romero, C. Calakmul como refugio de *Swietenia macrophylla* King ante el cambio climático. *Bot. Sci.* **2016**, *94*, 76–87. [\[CrossRef\]](#)
63. Hénaud, Y.; Corbara, B.; Peélozuelo, L.; Azeémar, F.; Ceéréghino, R.; Herauld, B.; Dejean, A. A tank bromeliad favors spider presence in a neotropical inundated forest. *PLoS ONE* **2014**, *9*, e114592. [\[CrossRef\]](#)
64. León-Borges, J.A.; Lizardi-Jiménez, M.A. Hydrocarbon pollution in underwater sinkholes of the Mexican Caribbean caused by tourism and asphalt: Historical data series and cluster analysis. *Tour. Manag.* **2017**, *63*, 179–186. [\[CrossRef\]](#)
65. Kambesis, P.N.; Coke, J.G. The sac actun system, Quintana Roo, Mexico. *Bol. Geol. y Min.* **2016**, *127*, 177–192.
66. Tun-Canto, G.E.; Álvarez-Legorreta, T.; Zapata-Buenfil, G.; Sosa-Cordero, E. Metales pesados en suelos y sedimentos de la zona cañera del sur de Quintana Roo, México. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* **2017**, *34*, 157–169. [\[CrossRef\]](#)
67. Hernández-Terrones, L.; Rebolledo-Vieyra, M.; Merino-Ibarra, M.; Soto, M.; Le-Cossec, A.; Monroy-Ríos, E. Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water. Air. Soil Pollut.* **2011**, *218*, 517–528. [\[CrossRef\]](#)
68. Leal-Bautista, R.M.; Hernández-Zárate, G.; Jaime, M.N.A.; Cuevas, R.G.; Oliman, G.V. Pathogens and pharmaceuticals pollutants as indicators of contamination at the northeastern aquifer of quintana roo. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* **2011**, *13*, 211–219.
69. Chávez, V.; Uribe-Martínez, A.; Cuevas, E.; Rodríguez-Martínez, R.E.; Van Tussenbroek, B.I.; Francisco, V.; Estévez, M.; Celis, L.B.; Monroy-Velázquez, L.V.; Leal-Bautista, R.; et al. Massive influx of pelagic sargassum spp. On the coasts of the mexican caribbean 2014–2020: Challenges and opportunities. *Water* **2020**, *12*, 2908. [\[CrossRef\]](#)
70. Casas-Beltran, D.A.; Hernández-Pedraza, M.; Alvarado-Flores, J. Estimation of the discharge of sunscreens in aquatic environments of the Mexican Caribbean. *Environments* **2020**, *7*, 15. [\[CrossRef\]](#)
71. Parra, S.M.; Valle-Levinson, A.; Mariño-Tapia, I.; Enriquez, C.; Candela, J.; Sheinbaum, J. Seasonal variability of saltwater intrusion at a point-source submarine groundwater discharge. *Limnol. Oceanogr.* **2016**, *61*, 1245–1258. [\[CrossRef\]](#)
72. Hiraes-Cota, M. Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast Mexico. *Ciencias Mar.* **2010**, *36*, 147–159. [\[CrossRef\]](#)
73. Pedrozo-Acuña, A.; Damania, R.; Laverde-Barajas, M.A.; Mira-Salama, D. Assessing the consequences of sea-level rise in the coastal zone of Quintana Roo, México: The costs of inaction. *J. Coast. Conserv.* **2015**, *19*, 227–240. [\[CrossRef\]](#)
74. Almeida, L.R.; Silva, R.; Martínez, M.L. The relationships between environmental conditions and parallel ecosystems on the coastal dunes of the Mexican Caribbean. *Geomorphology* **2021**, *397*, 108006. [\[CrossRef\]](#)

75. Casarin, R.S.; Martinez, G.R.; Mariño-Tapia, I.; Vanegas, G.P.; Baldwin, E.M.; Mancera, E.E. Manmade Vulnerability of the Cancun Beach System: The Case of Hurricane Wilma. *Clean-Soil Air Water* **2012**, *40*, 911–919. [\[CrossRef\]](#)
76. Martell-Dubois, R.; Mendoza-Baldwin, E.; Mariño-Tapia, I.; Silva-Casarin, R.; Escalante-Mancera, E. Impactos de corto plazo del huracán Dean sobre la morfología de la playa de Cancún, México. *Tecnol. Cienc. Agua* **2012**, *3*, 89–111.
77. Ruiz-Martínez, G.; Silva-Casarin, R.; Posada-Vanegas, G. Morphodynamic comparison of the Northeast shoreline of Quintana Roo, Mexico. *Tecnol. Cienc. Agua* **2013**, *4*, 47–65.
78. Odériz, I.; Mendoza, E.; Leo, C.; Santoyo, G.; Silva, R.; Martínez, R.; Grey, E.; López, R. An alternative solution to erosion problems at Punta Bete-Punta Maroma, Quintana Roo, Mexico: Conciliating tourism and nature. *J. Coast. Res.* **2014**, *71*, 75–85. [\[CrossRef\]](#)
79. Martell, R.; Mendoza, E.; Mariño-Tapia, I.; Odériz, I.; Silva, R. How effective were the beach nourishments at Cancun? *J. Mar. Sci. Eng.* **2020**, *8*, 388. [\[CrossRef\]](#)
80. Santos, K.C.; Livesey, M.; Fish, M.; Lorences, A.C. Climate change implications for the nest site selection process and subsequent hatching success of a green turtle population. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* **2017**, *22*, 121–135. [\[CrossRef\]](#)
81. Ocaña, F.A.; De Jesús-Navarrete, A.; De Jesús-Carrillo, R.M.; Oliva-Rivera, J.J. Efectos del disturbio humano sobre la dinámica poblacional de *Ocypode quadrata* (Decapoda: Ocypodidae) en playas del Caribe Mexicano. *Rev. Biol. Trop.* **2016**, *64*, 1625–1641. [\[CrossRef\]](#)
82. Oliver de la Esperanza, A.; Arenas Martínez, A.; Tzeek Tuz, M.; Pérez-Collazos, E. Are anthropogenic factors affecting nesting habitat of sea turtles? The case of Kanzul beach, Riviera Maya-Tulum (Mexico). *J. Coast. Conserv.* **2017**, *21*, 85–93. [\[CrossRef\]](#)
83. Null, K.A.; Knee, K.L.; Crook, E.D.; De Sieyes, N.R.; Rebolledo-Vieyra, M.; Hernández-Terrones, L.; Paytan, A. Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Cont. Shelf Res.* **2014**, *77*, 38–50. [\[CrossRef\]](#)
84. Rodríguez-Martínez, R.E.; Ruiz-Rentería, F.; Van Tussenbroek, B.; Barba-Santos, G.; Escalante-Mancera, E.; Jordán-Garza, G.; Jordán-Dahlgren, E. Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* **2010**, *58*, 23–43. [\[CrossRef\]](#)
85. Valdes-Lozano, D.S.; Chumacero, M.; Real, E. Sediment oxygen consumption in a developed coastal lagoon of the Mexican Caribbean. *Indian J. Mar. Sci.* **2006**, *35*, 227–234.
86. Reyes, E.; Merino, M. Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* **1991**, *14*, 372–381. [\[CrossRef\]](#)
87. Baker, D.M.; Rodríguez-Martínez, R.E.; Fogel, M.L. Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Coral Reefs* **2013**, *32*, 691–699. [\[CrossRef\]](#)
88. Livingston, R.; McGlynn, S.E.; Niu, X. Factors controlling seagrass growth in a gulf coastal system: Water and sediment quality and light. *Aquat. Bot.* **1998**, *60*, 135–159. [\[CrossRef\]](#)
89. Romero-Jarero, J.M.; Del Pilar Negrete-Redondo, M. Presencia de bacterias Gram positivas en músculo de pescado con importancia comercial en la zona del Caribe mexicano. *Rev. Mex. Biodivers.* **2011**, *82*, 599–606. [\[CrossRef\]](#)
90. Ortiz-Hernández, M.C.; Sáenz-Morales, R. Effects of organic material and distribution of fecal coliforms in Chetumal Bay, Quintana Roo, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* **1999**, *55*, 423–434. [\[CrossRef\]](#)
91. Hernández-Terrones, L.M.; Null, K.A.; Ortega-Camacho, D.; Paytan, A. Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Cont. Shelf Res.* **2015**, *102*, 62–72. [\[CrossRef\]](#)
92. Sánchez, A.; Álvarez-Legorreta, T.; Sáenz-Morales, R.; Ortiz-Hernández, M.C.; López-Ortiz, B.E.; Aguiñiga, S. Distribution of textural parameters of surficial sediments in the Bay of Chetumal: Implications for the inference of transport. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* **2008**, *25*, 523–532.
93. Romero-Calderón, A.G.; Morales-Vela, B.; Rosiles-Martínez, R.; Olivera-Gómez, L.D.; Delgado-Estrella, A. Metals in Bone Tissue of Antillean Manatees from the Gulf of Mexico and Chetumal Bay, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2016**, *96*, 9–14. [\[CrossRef\]](#)
94. García-Ríos, V.; Gold-Bouchot, G. Trace metals in sediments from Bahía de Chetumal, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2003**, *70*, 1228–1234. [\[CrossRef\]](#)
95. Cabanillas-Teran, N.; Hernandez-Arana, H.A.; Ruiz-Zarate, M.A.; Vega-Zepeda, A.; Sanchez-Gonzalez, A. Sargassum blooms in the Caribbean alter the trophic structure of the sea urchin *Diadema antillarum*. *PeerJ* **2019**, *7*, e7589. [\[CrossRef\]](#)
96. Rodríguez-Martínez, R.E.; Roy, P.D.; Torrescano-Valle, N.; Cabanillas-Terán, N.; Carrillo-Domínguez, S.; Collado-Vides, L.; García-Sánchez, M.; Van Tussenbroek, B.I. Element concentrations in pelagic Sargassum along the Mexican Caribbean coast in 2018–2019. *PeerJ* **2020**, *8*, e8667. [\[CrossRef\]](#)
97. Van Tussenbroek, B.; Hernández-Arana, H.; Rodríguez-Martínez, R.; Espinoza-Avalos, J.; Canizales-Flores, H.; González-Godoy, C.; Barba-Santos, M.G.; Vega-Zepeda, A.; Collado-Vides, L. Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Mar. Pollut. Bull.* **2017**, *122*, 272–281. [\[CrossRef\]](#)
98. Sánchez, A.; Ortiz-Hernández, M.C.; Talavera-Sáenz, A.; Aguiñiga-García, S. Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of anthropogenic development. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2013**, *135*, 86–93. [\[CrossRef\]](#)
99. Cuellar-Martínez, T.; Ruiz-Fernández, A.C.; Sanchez-Cabeza, J.A.; Pérez-Bernal, L.; López-Mendoza, P.G.; Carnero-Bravo, V.; Agraz-Hernández, C.M.; Van Tussenbroek, B.I.; Sandoval-Gil, J.; Cardoso-Mohedano, J.G.; et al. Temporal records of organic carbon stocks and burial rates in Mexican blue carbon coastal ecosystems throughout the Anthropocene. *Glob. Planet. Change* **2020**, *192*, 103215. [\[CrossRef\]](#)

100. Pérez-Gómez, J.A.; García-Mendoza, E.; Olivos-Ortiz, A.; Paytan, A.; Rebolledo-Vieyra, M.; Delgado-Pech, B.; Almazán-Becerril, A. Indicators of nutrient enrichment in coastal ecosystems of the northern Mexican Caribbean. *Ecol. Indic.* **2020**, *118*, 106756. [\[CrossRef\]](#)
101. Carruthers, T.J.B.; Van Tussenbroek, B.I.; Dennison, W.C. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2005**, *64*, 191–199. [\[CrossRef\]](#)
102. Van Tussenbroek, B.I.; Hermus, K.; Tahey, T. Biomass and growth of the turtle grass *Thalassia testudinum* (Banks ex König) in a shallow tropical lagoon system, in relation to tourist development. *Caribb. J. Sci.* **1996**, *32*, 357–364.
103. Whelan, T.; Van Tussenbroek, B.I.; Barba Santos, M.G. Changes in trace metals in *Thalassia testudinum* after hurricane impacts. *Mar. Pollut. Bull.* **2011**, *62*, 2797–2802. [\[CrossRef\]](#)
104. Camacho-Cruz, K.A.; Ortiz-Hernández, M.C.; Sánchez, A.; Carrillo, L.; De Jesús Navarrete, A. Water quality in the eastern karst region of the Yucatan Peninsula: Nutrients and stable nitrogen isotopes in turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2020**, *27*, 15967–15983. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
105. Hedley, J.D.; Velázquez-Ochoa, R.; Enríquez, S. Seagrass Depth Distribution Mirrors Coastal Development in the Mexican Caribbean—An Automated Analysis of 800 Satellite Images. *Front. Mar. Sci.* **2021**, *8*, 733169. [\[CrossRef\]](#)
106. Cortés, J.; Oxenford, H.A.; Van Tussenbroek, B.I.; Jordán-Dahlgren, E.; Cróquer, A.; Bastidas, C.; Ogden, J.C. The CARICOMP network of Caribbean marine laboratories (1985–2007): History, key findings, and lessons learned. *Front. Mar. Sci.* **2019**, *5*, 519. [\[CrossRef\]](#)
107. Van Tussenbroek, B.I. Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons. *Hidrobiologica* **2011**, *21*, 293–310.
108. Van Tussenbroek, B.I.; Cortés, J.; Collin, R.; Fonseca, A.C.; Gayle, P.M.H.; Guzmán, H.M.; Jácome, G.E.; Juman, R.; Koltes, K.H.; Oxenford, H.A.; et al. Caribbean-wide, long-term study of seagrass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. *PLoS ONE* **2014**, *9*, e90600. [\[CrossRef\]](#)
109. Rioja-Nieto, R.; Sheppard, C. Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean Coast. Manag.* **2008**, *51*, 397–404. [\[CrossRef\]](#)
110. Herrera-Silveira, J.A.; Cebrian, J.; Hauxwell, J.; Ramirez-Ramirez, J.; Ralph, P. Evidence of negative impacts of ecological tourism on turtlegrass (*Thalassia testudinum*) beds in a marine protected area of the Mexican Caribbean. *Aquat. Ecol.* **2010**, *44*, 23–31. [\[CrossRef\]](#)
111. Molina-Hernández, A.; Van Tussenbroek, B. Patch dynamics and species shifts in seagrass communities under moderate and high grazing pressure by green sea turtles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2014**, *517*, 143–157. [\[CrossRef\]](#)
112. Leemans, L.; Martínez, I.; Van der Heide, T.; Van Katwijk, M.M.; Van Tussenbroek, B.I. A Mutualism Between Unattached Coralline Algae and Seagrasses Prevents Overgrazing by Sea Turtles. *Ecosystems* **2020**, *23*, 1631–1642. [\[CrossRef\]](#)
113. Marbà, N.; Gallegos, M.E.; Merino, M.; Duarte, C.M. Vertical growth of *Thalassia testudinum*: Seasonal and interannual variability. *Aquat. Bot.* **1994**, *47*, 1–11. [\[CrossRef\]](#)
114. Cruz-Palacios, V.; Van Tussenbroek, B.I. Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **2005**, *324*, 44–60. [\[CrossRef\]](#)
115. Van Tussenbroek, B.I.; Barba Santos, M.G.; Van Dijk, J.K.; Sanabria Alcaraz, S.N.M.; Téllez Calderón, M.L. Selective elimination of rooted plants from a tropical seagrass bed in a back-reef lagoon: A hypothesis tested by Hurricane Wilma (2005). *J. Coast. Res.* **2008**, *24*, 278–281. [\[CrossRef\]](#)
116. Van Tussenbroek, B.I.; Guadalupe Barba Santos, M.; Van Dijk, J.K. Unusual synchronous spawning by green algae (Bryopsidales), after the passage of Hurricane Wilma (2005). *Bot. Mar.* **2006**, *49*, 270–271. [\[CrossRef\]](#)
117. Rodríguez-Martínez, R.E.; Medina-Valmaseda, A.; Blanchon, P.; Monroy-Velázquez, L.; Almazán-Becerril, A.; Delgado-Pech, B.; Vásquez-Yeomans, L.; Francisco, V.; García-Rivas, M. Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic Sargassum. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, *146*, 201–205. [\[CrossRef\]](#)
118. Maxwell, P.S.; Eklöf, J.S.; Van Katwijk, M.M.; O'Brien, K.R.; De la Torre-Castro, M.; Boström, C.; Bouma, T.J.; Krause-Jensen, D.; Unsworth, R.K.F.; Van Tussenbroek, B.I.; et al. The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems—A review. *Biol. Rev.* **2017**, *92*, 1521–1538. [\[CrossRef\]](#)
119. Mutchler, T.; Dunton, K.H.; Townsend-Small, A.; Fredriksen, S.; Rasser, M.K. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2007**, *74*, 449–457. [\[CrossRef\]](#)
120. Estrada-Saldívar, N.; Jordán-Dahlgren, E.; Rodríguez-Martínez, R.E.; Perry, C.; Alvarez-Filip, L. Functional consequences of the long-term decline of reef-building corals in the Caribbean: Evidence of across-reef functional convergence. *R. Soc. Open Sci.* **2019**, *6*, 190298. [\[CrossRef\]](#)
121. Contreras-Silva, A.I.; Tilstra, A.; Migani, V.; Thiel, A.; Pérez-Cervantes, E.; Estrada-Saldívar, N.; Elias-Ilosvay, X.; Mott, C.; Alvarez-Filip, L.; Wild, C. A meta-analysis to assess long-term spatiotemporal changes of benthic coral and macroalgae cover in the Mexican Caribbean. *Sci. Rep.* **2020**, *10*, 8897. [\[CrossRef\]](#)
122. Rioja-Nieto, R.; Álvarez-Filip, L. Coral reef systems of the Mexican Caribbean: Status, recent trends and conservation. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, *140*, 616–625. [\[CrossRef\]](#)
123. Alvarez-Filip, L.; Estrada-Saldívar, N.; Pérez-Cervantes, E.; Molina-Hernández, A.; González-Barrios, F.J. A rapid spread of the stony coral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. *PeerJ* **2019**, *7*, e8069. [\[CrossRef\]](#)

124. Gil, M.A.; Renfro, B.; Figueroa-Zavala, B.; Penié, I.; Dunton, K.H. Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Mar. Biol.* **2015**, *162*, 2225–2233. [\[CrossRef\]](#)
125. Jordan-Dahlgren, E.; Rodriguez-Martinez, R.E. The Atlantic coral reefs of Mexico. In *Latin American Coral Reefs*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2003; pp. 131–158. ISBN 9780444513885.
126. Ardisson, P.L.; May-Kú, M.A.; Herrera-Dorantes, M.T.; Arellano-Guillermo, A. El Sistema Arrecifal Mesoamericano-México: Consideraciones para su designación como Zona Marítima Especialmente Sensible. *Hidrobiologica* **2011**, *21*, 261–280.
127. Axis-Arroyo, J.; Mateu, J. Geostatistical methods for the evaluation of anthropogenic impact in marine bottom. *Adv. Ecol. Sci.* **2001**, *10*, 493–499.
128. Arias-González, J.E. Trophic models of protected and unprotected coral reef ecosystems in the South of the Mexican Caribbean. *J. Fish Biol.* **1998**, *53*, 236–255. [\[CrossRef\]](#)
129. Rojas, D.C.; Schmitter-Soto, J.J.; Aguilar-Perera, A.; Aguilar Betancourt, C.M.; Ruiz-Zárate, M.; Sansón, G.G.; Chevalier Montegudo, P.P.; Rodríguez, A.G.; Pavón, R.H.; Valderrama, S.P.; et al. Diversidad de las comunidades de peces en dos áreas marinas protegidas del Caribe y su relación con el pez león. *Rev. Biol. Trop.* **2018**, *66*, 189–203. [\[CrossRef\]](#)
130. Sabido-Itzá, M.M.; García-Rivas, M.D.C. Record of abundance, spatial distribution and gregarious behavior of invasive lionfish pterois spp. (scorpaeniformes: Scorpaenidae) in coral reefs of banco chinchorro biosphere reserve, Southeastern Mexico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* **2019**, *47*, 349–355. [\[CrossRef\]](#)
131. Weil, E. Coral Reef Diseases in the Wider Caribbean. In *Coral Health and Disease*; Rosenberg, E., Loya, Y., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2004; pp. 35–68, ISBN 978-3-662-06414-6.
132. Garza-Perez, J.R.; Arias-González, J.E. Temporal change of a coral reef community in the south Mexican Caribbean. In Proceedings of the 52nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Petersburg, FL, USA, 6–10 June 2001; Volume 52, pp. 415–427.
133. Bruno, J.F.; Petes, L.E.; Harvell, C.D.; Hettinger, A. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecol. Lett.* **2003**, *6*, 1056–1061. [\[CrossRef\]](#)
134. Mullen, K.M.; Harvell, C.D.; Alker, A.P.; Dube, D.; Jordán-Dahlgren, E.; Ward, J.R.; Petes, L.E. Host range and resistance to aspergillosis in three sea fan species from the Yucatan. *Mar. Biol.* **2006**, *149*, 1355–1364. [\[CrossRef\]](#)
135. Ward, J.R.; Rypien, K.L.; Bruno, J.F.; Harvell, C.D.; Jordán-Dahlgren, E.; Mullen, K.M.; Rodríguez-Martínez, R.E.; Sánchez, J.; Smith, G. Coral diversity and disease in Mexico. *Dis. Aquat. Organ.* **2006**, *69*, 23–31. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
136. Jordán-Dahlgren, E.; Maldonado, M.A.; Rodríguez-Martínez, R.E. Diseases and partial mortality in *Montastrea annularis* species complex in reefs with differing environmental conditions (NW Caribbean and Gulf of México). *Dis. Aquat. Organ.* **2005**, *63*, 3–12. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
137. Foley, J.E.; Sokolow, S.H.; Girvetz, E.; Foley, C.W.; Foley, P. Spatial epidemiology of Caribbean yellow band syndrome in *Montastrea* spp. coral in the eastern Yucatan, Mexico. *Hydrobiologia* **2005**, *548*, 33–40. [\[CrossRef\]](#)
138. Jordán-Garza, A.G.; Maldonado, M.A.; Baker, D.M.; Rodríguez-Martínez, R.E. High abundance of *Diadema antillarum* on a Mexican reef. *Coral Reefs* **2008**, *27*, 295. [\[CrossRef\]](#)
139. Rodríguez-Martínez, R.E.; Banaszak, A.T.; Jordán-Dahlgren, E. Necrotic patches affect *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) in the Mexican Caribbean. *Dis. Aquat. Organ.* **2001**, *47*, 229–234. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
140. Álvarez-Filip, L.; Gil, I. Effects of Hurricanes Emily and Wilma on coral reefs in Cozumel, Mexico. *Coral Reefs* **2006**, *25*, 583. [\[CrossRef\]](#)
141. Alvarez-Filip, L.; Encalada, M.; Reyes-Bonilla, H. Impact of Hurricanes Emily and Wilma on the Coral Community of Cozumel Island, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* **2009**, *84*, 295–306.
142. Alvarez del Castillo-Cárdenas, P.A.Á.; Reyes-Bonilla, H.; Alvarez-Filip, L.; Millet-Encalada, M.; Escobosa-González, L. Cozumel Island, México: A disturbance history. In Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, FL, USA, 7–11 July 2008; pp. 701–705.
143. Fenner, D.P. Effects of Hurricane Gilbert on coral reefs, fishes and sponges at Cozumel, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* **1991**, *48*, 719–730.
144. Alvarez-Filip, L.; Dulvy, N.K.; Gill, J.A.; Côté, I.M.; Watkinson, A.R. Flattening of Caribbean coral reefs: Region-wide declines in architectural complexity. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2009**, *276*, 3019–3025. [\[CrossRef\]](#)
145. Silva, R.; Mendoza, E.; Mariño-Tapia, I.; Martínez, M.L.; Escalante, E. An artificial reef improves coastal protection and provides a base for coral recovery. *J. Coast. Res.* **2016**, *1*, 467–471. [\[CrossRef\]](#)
146. Calderón-Maya, J.R.; Orozco-Hernández, M.E. Planeación Y Modelo Urbano: El Caso De Cancún, Quintana Roo. *Quivera* **2009**, *11*, 18–34.
147. Silva, R.; Oumeraci, H.; Martínez, M.L.; Chávez, V.; Lithgow, D.; Van Tussenbroek, B.I.; Van Rijswijk, H.F.M.W.; Bouma, T.J. Ten Commandments for Sustainable, Safe, and W/Healthy Sandy Coasts Facing Global Change. *Front. Mar. Sci.* **2021**, *8*, 616321. [\[CrossRef\]](#)
148. Chávez, V.; Lithgow, D.; Losada, M.; Silva-Casarin, R. Coastal green infrastructure to mitigate coastal squeeze. *J. Infrastruct. Preserv. Resil.* **2021**, *2*, 7. [\[CrossRef\]](#)
149. European Commission; Eurostat. *Towards Environmental Pressure Indicators for the EU*; Publications Office: New York, NY, USA, 1999; ISBN 92-828-4978-3.
150. Scharin, H.; Ericsson, S.; Elliott, M.; Turner, R.K.; Niiranen, S.; Blenckner, T.; Hyytiäinen, K.; Ahlvik, L.; Ahtiainen, H.; Artell, J.; et al. Processes for the sustainable stewardship of marine environments. *Ecol. Econ.* **2016**, *128*, 55–67. [\[CrossRef\]](#)

151. Silva, R.; Martínez, M.L.; Van Tussenbroek, B.I.; Guzmán-rodríguez, L.O.; Mendoza, E.; López-portillo, J. A framework to manage coastal squeeze. *Sustainability* **2020**, *12*, 10610. [[CrossRef](#)]
152. Morán, D.K.; De Paulo Salles, A.A.; Sánchez, J.C.; Espinal, J.C. Beach nourishment evolution in the Cancún Beach, Quintana Roo, México. In Proceedings of the 6th International Symposium on Coastal Engineering and Science of Coastal Sediment Processes, New Orleans, LA, USA, 13–17 May 2007; American Society of Civil Engineers (ASCE): Reston, VA, USA, 2007; pp. 2279–2291.
153. Silva-Casarín, R.; Mariño-Tapia, I.; Enríquez-Ortiz, C.; Mendoza-Baldwin, E.; Escalante-Mancera, E.; Ruiz-Renteria, F. Monitoring shoreline changes at Cancun beach, Mexico: Effects of hurricane Wilma. In Proceedings of the 30th International Conference on Coastal Engineering, San Diego, CA, USA, 3–8 September 2006; American Society of Civil Engineers (ASCE): Reston, VA, USA, 2006; pp. 3491–3503.
154. Escudero-Castillo, M.; Felix-Delgado, A.; Silva, R.; Mariño-Tapia, I.; Mendoza, E. Beach erosion and loss of protection environmental services in Cancun, Mexico. *Ocean Coast. Manag.* **2018**, *156*, 183–197. [[CrossRef](#)]
155. Botero, C.; Pereira, C.; Totic, M.; Manjarrez, G. Design of an index for monitoring the environmental quality of tourist beaches from a holistic approach. *Ocean Coast. Manag.* **2015**, *108*, 65–73. [[CrossRef](#)]
156. Mendoza, E.; Silva, R.; Enriquez-Ortiz, C.; Mariño-Tapia, I.; Felix, A. Analysis of the Hazards and Vulnerability of the Cancun Beach System: The Case of Hurricane Wilma. In *Extreme Events: Observations, Modeling, and Economics*; Chavez, M., Ghil, M., Urrutia-Fucugauch, J., Eds.; American Geophysical Union: Washington, DC, USA, 2015; pp. 125–136, ISBN 9781119157052.
157. González-Leija, M.; Mariño-Tapia, I.; Silva, R.; Enriquez, C.; Mendoza, E.; Escalante-Mancera, E.; Ruiz-Renteria, F.; Uc-Sánchez, E. Morphodynamic Evolution and Sediment Transport Processes of Cancun Beach. *J. Coast. Res.* **2013**, *29*, 1146–1157. [[CrossRef](#)]
158. Hoegh-Guldberg, O. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshw. Res.* **1999**, *50*, 839–866. [[CrossRef](#)]
159. Osorio-Cano, J.D.; Alcérrecá-Huerta, J.C.; Mariño-Tapia, I.; Osorio, A.F.; Acevedo-Ramírez, C.; Enriquez, C.; Costa, M.; Pereira, P.; Mendoza, E.; Escudero, M.; et al. Effects of Roughness Loss on Reef Hydrodynamics and Coastal Protection: Approaches in Latin America. *Estuaries Coasts* **2019**, *42*, 1742–1760. [[CrossRef](#)]