



Solutions for Inclusive Green Development
Soluciones para el Desarrollo Verde Inclusivo

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

PROGRAMA DE POSGRADO

**Procesos de cambio de la cobertura del ecosistema de manglar en la
llanura costera del Golfo de México**

Tesis sometida a consideración de la División de Educación y el Programa de Posgrado como requisito para optar al grado de

DOCTOR EN PHILOSOPHY

en Manejo y conservación de bosques tropicales y biodiversidad

Fabiola de la Cruz Burelo

Turrialba, Costa Rica, 2023

Formulario PD-8

CATIE
PROGRAMA DE POSGRADO

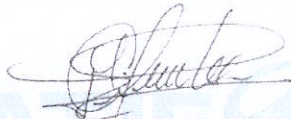
FORMULARIO DE APROBACIÓN DE LA TESIS DE Ph.D.

Esta tesis de Fabiola de la Cruz Burelo sometida a
Nombre del estudiante

consideración para el grado de ***Doctor of Philosophy***, titulada: _____
Procesos de cambio de la cobertura del ecosistema de manglar en la llanura costera del Golfo de
México.

Ha sido revisada en su forma final y aprobada, según lo indican las firmas y fechas que aparecen a continuación:

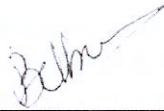
Consejero principal:



Fecha: 09-02-2023

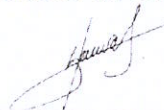
Miguel Cifuentes Jara, Ph.D.
Director de tesis

Miembros del comité:



Fecha: 09-02-2023

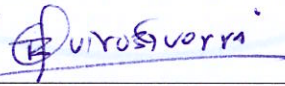
Julie Betbeder, Ph.D.
Miembro de Comité



Fecha: 09-02-2023

Jorge A. Herrera Silveira, Ph.D.
Miembro de Comité

Decanatura, Escuela de _____
Posgrado:



Fecha: 09-02-2023

Roberto Quiroz Guerra, Ph.D.

DEDICATORIA

Para mis padres (Amalia y Josué) por todas las enseñanzas, ejemplo de vida y comprensión por las largas ausencias, mis hermanos (Eduard, Patricia, Hugo y Karla) por todo el apoyo en el camino de la vida, avanzando cada uno a su ritmo, respetando siempre el espacio del otro, mis sobrinas y sobrino que nos alegran a todos los días.

Para la persona especial **Manuel Santiago** que me ha acompañado los último 22 años, como amigo, novio y esposo. Ha recorrido este camino conmigo y me ha impulsado en los momentos en los que quería retroceder.

Entre plantas, aunque prefiera correr tras las nutrias....

The next stop river otters in....



AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por la beca otorgada a través del programa becas CONACYT-Gobierno del Estado de Tabasco en el periodo 2019-2022. Al proyecto “Models And Decision Support For Integrated Forest Policy Development Under Global Change (SuFoRUn) Grant Agreement number:691149 –SuFoRun H2020-MSCA-RISE-2015 por la beca otorgada para la estancia académica en la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) y el Centro Tecnológico Forestal de Cataluña (CTFC).

Para el Dr. Miguel Cifuentes, mi asesor que a lo largo de estos cuatro años con su forma particular asumió su rol dentro mi proceso formativo, como asesor, amigo y guía personal siempre dispuesto a orientarme en los aspectos académicos y no académicos cuando se requería. Su principal enseñanza fueron la independencia académica, paciencia y consejos que en su momento no entendí pero que me ayudaron a culminar este proceso doctoral.

Mi comité doctoral Dr. Bryan Finegan por todas las aportaciones y discusiones en el anteproyecto, Dra. Julie Betbeder y Dr. Jorge Herrera Silveira por los consejos, recomendaciones, lectura de mis documentos y discusiones para mejorar mi proceso formativo durante todo el programa de doctorado, que me ayudaron a orientar mi investigación de manera independiente y con autocrítica.

A mis dos guías Coral Pacheco y Juan de Dios, que son amigos y mis primeros formadores en mi identidad como científica. Aprendí de ustedes conocimientos teóricos y prácticos que han sido guía en mi desarrollo profesional. Gracias por la compañía durante todo el proceso, pero especialmente en 2021, por los viajes, risas, consejos y amistad.

A Ruth nos conocimos en Solsona y compartimos alojamiento, comidas, pláticas, caminatas en las montañas, sueños, un proceso doctoral y más importante una amistad que perdura después de cuatro años. Lorena, a quien conocía desde 2016 pero que nos hicimos amigas en otro país en 2019, gracias por mostrarme los rincones de Francia, las pláticas y todo lo que hemos compartido hasta la fecha, es momento de reencontrarnos en México.

A Pamela por las largas pláticas, consejos, las llamadas a las 2 am, la amabilidad, las sonrisas, aunque no sea tu mejor momento y dar toda la emoción que me falta para celebrar las cosas, recordarme que no importa si no soy tan afectiva de igual manera me abrazarás para asfixiarme. Gracias por avanzar sin importar tus miedos.

Karina por las interminables pláticas, los consejos durante mi proceso, animarte a viajar y visitarme en Costa Rica, por la amabilidad que siempre tienes conmigo. Arisbeth gracias por ayudarme en cada

solicitud que te hacía y las pláticas interminables sobre Yoongi. Mis amigas de la adolescencia y juventud Aleyda, Irma, Gabriela y Griselda por los reencuentros tardíos, el cariño sincero y las pláticas como si el tiempo no hubiera pasado.

A Caridad, María José, Polanco, Luis René, Marcos, Sandra y su hija Liz quienes me sacaron de mi apartamento para tomar café, jugar cartas, comer, salir de paseo, sonreír, darme consejos y sobre todo la compañía en esos largos días de 2020 y 2021 de la pandemia. Cada uno de nosotros cumplió su proceso, se tituló y siguió su camino con buenos amigos en diferentes países. A Lilliam por mostrarme que se debe tener fortaleza para cambiar tus sueños, por siempre tener una sonrisa y un consejo sincero. Alberto Iraheta y Liborio Martínez, amistades duraderas de CATIE, por su compañía y consejos en todo este tiempo.

Ana Melli mi compañera en CATIE de doctorado, ambas entendemos lo difícil que es este proceso en medio del caos del lugar, de las añoranzas, las tristezas y el estrés. Muchas noches con nuestra energía física y emocional decaídas. Pero también con emociones de satisfacción cuando avanzamos, cuando vemos nuestro crecimiento y que a pesar de todo terminaremos una tesis. Me adelanté un poco, pero estoy convencida que lo harás y que nos sentaremos en algún lugar de Honduras brindando por ello. Por la amistad durante el caos del proceso.

Gracias a todas las personas de los diferentes lugares por donde pasé en estos cuatro años por el tiempo, los consejos y la guía para concluir este proceso. Gracias al grupo Turrialba caminando por aceptarme y llevarme a conocer tantas lindas personas de Turrialba y Costa Rica, por cada caminata, montaña, río, playa y sitio conocido.

Gracias a mis padres y hermanos que me apoyan incondicionalmente para que yo continúe avanzando, a pesar de mis largas ausencias, a mi otra familia Santiago-Plata por entender un poco que ambos elegimos este camino y por el cariño en todos estos años. Finalmente, a mi apoyo incondicional, quien me ve reír y llorar, aunque somos diferentes en todo, juntos fuimos hacia el mismo sueño, haciéndonos parte de nuestros logros. No tengo mucho que decir que no sepas, Love a Manuel Santiago, sigamos nuestra vida juntos.

ÍNDICE

Resumen.....	xiii
Abstract	xv
1 . INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1 Cambios de cobertura y uso del suelo.....	3
1.2 La fragmentación y conectividad de los bosques de manglar	4
1.3 Factores de cambio de uso de suelo y cobertura de los manglares.	5
1.4 Objetivos de investigación	5
1.5 Estructura de la tesis.....	6
1.6 Literatura Citada.....	7
2 Artículo 1: Análisis multitemporal de cambios de cobertura del ecosistema de manglar en la llanura costera del Golfo de México	15
2.1 Resumen.....	15
2.2 Introducción	15
2.3 Materiales y métodos	17
2.3.1 Descripción del área de estudio.....	17
2.3.2 Mapas de cobertura de manglares e imágenes	19
2.3.3 Clasificación.....	20
2.3.4 Análisis de cambio	21
2.4 Resultados	23
2.4.1 Cambios de cobertura.....	23
2.4.2 Transiciones de cambio de las coberturas	25
2.5 Discusión.....	29
2.6 Conclusiones	34
2.7 Literatura citada.....	35
3 Artículo 2: Caracterización de los patrones espaciales del paisaje y bosque de manglar en la llanura costera del Golfo de México	41
3.1 Resumen.....	41

3.2	Introducción	41
3.3	Métodos.....	44
3.3.1	Área de estudio.....	44
3.3.2	Adquisición de datos	46
3.3.3	Análisis de fragmentación.....	46
3.3.4	Índices de conectividad	47
3.4	Resultados	50
3.4.1	Fragmentación: métricas espaciales a nivel de paisaje.....	50
3.4.2	Fragmentación: métricas espaciales a nivel de clase.....	51
3.4.3	Importancia de los parches de manglares para la conectividad general	52
3.5	Discusión.....	55
3.5.1	Fragmentación de los bosques de manglar.....	55
3.5.2	Conectividad: importancia de los parches individuales de manglar.....	58
3.6	Conclusiones	60
3.7	Literatura citada.....	61
	Anexo 1:.....	68
	Anexo 2:.....	69
4	Artículo 3: Influencias antropogénicas en los cambios de cobertura de los bosques de manglar en la llanura costera del Golfo de México.....	70
4.1	Resumen.....	70
4.2	Introducción	70
4.3	Métodos.....	73
4.3.1	Área de estudio.....	73
4.3.2	DPSIR Método	74
4.3.3	Mapas de cobertura de manglares y modelos de cambio de cobertura	75
4.4	Resultados y discusión	76
4.4.1	Impulsores y presiones antrópicas de los cambios en la cobertura de bosques de manglar	76

4.4.2	Estado e impactos del cambio en la cobertura del suelo	82
4.4.3	Respuesta.....	84
4.5	Conclusiones	87
4.6	Literatura citada.....	88
	Anexo 1: Clases cobertura asignadas a los mapas de manglares y sus coberturas adyacentes	98
	Anexo 2: Síntesis de impulsores, presiones, impactos, estado y respuesta (DPSIR) sobre los manglares de la región de la llanura costera del Golfo de México en el período de 1980 a 2020.	99
	Anexo 3: Matrices de transición de cambios de cobertura del suelo para los períodos 1981-2005 y 2005-2010 (Área en Ha).....	100
5	Discusión General y Conclusiones.....	101
5.1	Hallazgos principales de la caracterización de los cambios en la cobertura del suelo e impulsores que influyen en el área de estudio.....	101
5.2	Limitaciones, recomendaciones y direcciones futuras	107
5.3	Literatura citada.....	110

Lista de cuadros

Cuadro 2.1: Clases de uso del suelo y cobertura asignadas a los mapas de la distribución de los manglares y sus coberturas adyacentes en México, para los años de 1980, 2005, 2010, 2015 y 2020.	19
Cuadro 2.2. Matriz de tabulación cruzada general para comparar los cambios de dos mapas en el tiempo.....	22
Cuadro 2.3. Coberturas identificadas y clasificadas en la llanura costera del Golfo de México en hectáreas y porcentaje.	24
Cuadro 2.4. Variaciones de pérdidas y ganancias de las coberturas en la llanura costera del Golfo de México en los períodos de 1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020.....	24
Cuadro 2.5. Estimaciones de las tasas de cambio anual en los cuatro períodos de tiempo en la llanura costera del Golfo de México.	25
Cuadro 2.6. Matriz de transición para las coberturas en hectáreas evaluadas en el período 1981-2005, en la llanura costera del Golfo de México.....	25
Cuadro 2.7. Componentes de cambio en hectáreas en el período 1981-2005 para la llanura costera del Golfo de México.	26
Cuadro 2.8. Matriz de transición para las coberturas en hectáreas evaluadas en el período 2005-2010, en la llanura costera del Golfo de México.....	27
Cuadro 2.9. Componentes de cambio en hectáreas en el período 2005-2010 en la llanura costera del Golfo de México.	27
Cuadro 2.10. Matriz de transición para las coberturas en hectáreas evaluadas en el período 2010-2015 en la llanura costera del Golfo de México.....	27
Cuadro 2.11. Componentes de cambio en hectáreas en el período 2010-2015 en la llanura costera del Golfo de México.	28
Cuadro 2.12. Matriz de transición para las coberturas en hectáreas evaluadas en el período 2015-2020, en la llanura costera del Golfo de México.....	28
Cuadro 2.13. Componentes de cambio en hectáreas en el período 2015-2020, en la llanura costera del Golfo de México.	29
Cuadro 3.1: Métricas espaciales seleccionadas y su función	46
Cuadro 3.2. Estimaciones de métricas del paisaje de la llanura costera del Golfo de México a nivel de paisaje.....	50
Cuadro 3.3. Estimaciones de métricas del paisaje de la llanura costera del Golfo de México a nivel de clase de manglar.....	51

Cuadro 3.4. Índices generales de conectividad para el área de estudio y las tres distancias de dispersión seleccionadas, en la llanura costera del Golfo de México.....	53
Cuadro 4.1. Evolución del número de hectáreas sembradas de los principales productos por año en la región de la llanura costera del Golfo de México.	81
Cuadro 4.2. Composición espacio temporal de las coberturas del suelo y tendencia de cambio en ha y porcentaje en la llanura costera del Golfo de México.	82

Lista de figuras

Figura 2.1: Mapa de la ubicación geográfica del área de estudio denominada llanura costera del golfo del Sur de México. Situada en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche. Las superficies en color verde corresponden al área de manglar en la región para el año 2020.....	18
Figura 2.2. Clasificación de la cobertura de las ocho clases en la llanura costera del Golfo de México en a)1980, b)2005, c)2010, d)2015 y e)2020.	23
Figura 3.1: Ubicación geográfica del área de estudio denominada llanura costera del Golfo de México, integrada por la parte sur del estado de Veracruz, la totalidad del estado de Tabasco y la parte norte del estado de Campeche.	45
Figura 3.2. Distribución de los parches de manglar en la llanura costera del Golfo de México.	48
Figura 3.3. Resultados de las métricas espaciales número de parches (NP) izquierda y área total de clase (TA) derecha sobre la fragmentación a nivel de clase de las ocho coberturas a lo largo de los cinco períodos de estudio en la llanura costera del Golfo de México. AP (Agrícola-pecuaria), CA (Cuerpo de agua), DA (Desarrollo antrópico), MG (Manglar), MP (Manglar perturbado), OH (Otros humedales), OV (Otra vegetación), SV (Sin vegetación).	52
Figura 3.4. Rangos de contribución de cada parche individual a la conectividad general para cuatro distancias de dispersión (500 m, 1000 m, 6000 m, y 12000 m) en la llanura costera del Golfo de México.....	54
Figura 3.5. Contribución de parches de manglar individuales para el mantenimiento de la conectividad del paisaje en la llanura costera del Golfo de México a una distancia de dispersión de 1000 m, de acuerdo con los valores del dPC. El cuadro indica el componente principal (NC) con los valores de contribución de los parches individuales de manglar en el paisaje para las tres fracciones (dPCintra, dPCflux y dPCconnector).....	55
Figura 4.1: Ubicación geográfica del área de estudio de la llanura costera del Golfo de México, con datos de los asentamientos humanos y carreteras para el año 2020.	73
Figura 4.2. Estadísticas del crecimiento de la población urbana y rural por decenios desde 1980 a 2020 en la llanura costera del Golfo de México (figura a). En la figura b las estadísticas del aumento de comunidades rurales y urbanas por decenios (1980-2020). Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).	77
Figura 4.3. Distribución espacial del número de comunidades en el área de estudio en 1980 y 2020. Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).....	78
Figura 5.1. Clasificación de las coberturas en la llanura costera del Golfo de México para los años de 1981 y 2020. Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA=	

Desarrollo Antrópica; MG: Manglares; MP=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; OH= Otros Humedales; SV= Sin Vegetación.....	102
Figura 5.2. Transiciones de pérdida de las coberturas naturales (otros humedales, otra vegetación y manglares) hacia las coberturas antrópicas (agrícola-pecuaria y desarrollo antrópico) en los cuatro períodos de análisis (1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020), para la llanura costera del Golfo de México.	103
Figura 5.3. Áreas de pérdidas y ganancias de la cobertura de manglares en la llanura costera del Golfo de México para los períodos 1981-2005, 2015-2020.	104

Resumen

La planicie costera del Golfo de México es una región importante para la conservación de humedales. Debido a esto, en 1994 y 1995, se crearon dos áreas naturales protegidas: el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT) y la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) que, en conjunto, cubren una superficie de más de un millón de hectáreas (ha), de las cuales, 121.714 ha corresponden a manglares. Además, es una región importante para el desarrollo económico del país, debido a que proporciona las mayores reservas de petróleo y gas, turismo y actividades pesqueras. Por lo tanto, ha experimentado una transición de desarrollo económico y social desde los años 60, pasando de una región rural y aislada a áreas de desmonte para la ganadería comercial a gran escala, plantaciones de cultivos tropicales y desarrollo de la industria de hidrocarburos y petroquímica, lo que ha cambiado el paisaje de la zona costera.

A pesar del desarrollo económico, la región mantiene un alto índice de pobreza en las áreas rurales y una mayor población en las áreas urbanas. Además, el continuo aumento de las actividades socioeconómicas sin una adecuada planificación, sumado a la deforestación de los bosques, la contaminación y la salud pública, han generado conflictos entre los intereses del desarrollo, las economías locales y la conservación. Por su parte, las principales presiones antrópicas identificadas en el manglar son el cambio de uso de suelo para viviendas privadas de veraneo, la ganadería y la tala selectiva por la dependencia de localidades cercanas.

Debido a lo anterior, esta investigación evaluó los patrones de los procesos históricos y actuales de cambios en la cubierta forestal de manglares en la planicie costera del Golfo de México, para comprender los factores subyacentes que los impulsan y sus implicaciones en la conservación y el manejo futuro de este recurso; se identifican cambios en cobertura de manglares, procesos de fragmentación, conectividad y los principales factores de cambios en la cobertura, así como la detección de cambios en la cobertura vegetal en cuatro intervalos de tiempo (1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020). Los resultados mostraron que las principales clases de uso del suelo en el área de estudio para el período de 1981 fueron otros humedales (34,2%) y otra vegetación (20,5%), seguidos de cuerpos de agua (18,4%), manglares (12,9%), así como agricultura y ganadería (12,7%). Además, el paisaje estaba compuesto, principalmente, por humedales, otra vegetación (bosques inundables de tierras bajas, vegetación secundaria), manglares y cuerpos de agua.

Para el 2020, el paisaje tuvo una transformación de extensas áreas dedicadas a actividades económicas como la ganadería y la industria de hidrocarburos; lo que se refleja en la pérdida de la extensión de

humedales, otra vegetación y manglares, a favor de actividades económicas. Por otro lado, el aumento de los asentamientos humanos ha impulsado los cambios en la cobertura del suelo, el desarrollo de la agricultura y ganadería, además, el desarrollo de infraestructura como caminos rurales, carreteras, canales de agua y drenajes, permitiendo la introducción de actividades económicas.

Los cambios en la cobertura de manglares en términos netos no presentan una pérdida sustancial en el área total de 1981 a 2020, debido a que solo disminuyó 1.656 ha, correspondientes al 0,9% de su cobertura original. Sin embargo, al analizar los resultados de cada intervalo de tiempo, las matrices de transición brindaron información más detallada sobre los patrones de cambio del bosque de manglar. La mayor transición (10,25%) del bosque de manglar se presentó durante el primer período de análisis (1981-2005); posteriormente, hubo una reducción de la tasa de transición de 7,33% y 3,65% durante el segundo (2005-2010) y tercer intervalo de tiempo (2010-2015), respectivamente. El cuarto intervalo de tiempo (2015-2020) mostró un ligero aumento de transición (6,82%) con respecto al anterior. Los datos mostraron que, en el análisis de intervalos de cuatro tiempos, los patrones de transición más altos se concentraron en la clase de cobertura otros humedales con 6.25 % (1981-2005), 3.64 % (2005-2010), 1.32 % (2010-2015) y 3% (2015-2020). Por lo que se muestra que la cobertura de manglares está perdiendo área constantemente de la misma manera que está ganando áreas en otra parte de la zona de estudio.

La tendencia en la transición y fragmentación de los bosques de manglares es que consolidan sus grandes fragmentos. De manera simultánea, los parches más pequeños a 100 ha reducen su área y se transforman, principalmente, en otros humedales utilizados en especial como áreas de pastoreo en la estación seca. Además, los resultados de conectividad mostraron que los parches de manglares más extensos tienen los valores de conectividad más altos. Sin embargo, los parches más pequeños cumplirían un papel clave para las especies de vida silvestre como corredores de paso, principalmente, para especies que se dispersan a grandes distancias.

La tendencia cambiante de la cobertura del suelo para la región (1981-2020) mostró que esta presenta un desarrollo acelerado de expansión urbana, aumento de áreas dedicadas a la agricultura y ganadería, desarrollo industrial por encima de las áreas de bosques, humedales y, en menor medida, manglares. Con base en estos resultados, se puede concluir que es necesario considerar que esta zona costera donde confluyen estas actividades económicas (agricultura, ganadería e industria de hidrocarburos) está lejos de ordenar las actividades productivas y, por lo tanto, habrá un incremento de estas provocando presiones sobre las coberturas naturales de la zona costera.

Abstract

The Mexican Gulf Coastal Plain is an important region for conserving wetlands in Mexico. Because of this, two natural protected areas were created in 1994 and 1995, the Laguna de Terminos Flora and Fauna Protection Area (APFFLT) and the Pantanos de Centla Biosphere Reserve (RBPC) respectively, which together cover an area of more than one million hectares (ha), of which 121,714 ha corresponds to mangrove forests. In addition, it is an important region for the country's economic development, providing the largest oil and gas reserves, tourism, and fisheries activities. Therefore, it has experienced a transition of economic and social development since the 60s, going from a rural and isolated region to clearing areas for large-scale commercial livestock, tropical crop plantations, and development of the hydrocarbon and petrochemical industry, changing the landscape of the coastal zone. Despite economic development, the region maintains a high poverty rate in rural areas and an increased population in urban areas. Besides, the continuous increase in socioeconomic activities without adequate planning, coupled with forest deforestation, pollution, and public health, have generated conflicts between development interests, local economies, and conservation. Furthermore, the main anthropogenic pressures identified in the mangrove forest are the change in land use for private vacation homes, livestock, and selective logging due to the dependence on nearby towns.

This research evaluated the patterns of the historical and current processes of mangrove forest cover changes in the coastal plain of the Gulf of Mexico to understand the underlying factors that drive it and its implications for the conservation and future management of this area resource—identifying changes in mangrove cover, fragmentation processes, connectivity, and the main factors of cover changes as well as detecting vegetation cover changes in four-time intervals (1981-2005, 2005-2010, 2010-2015, and 2015-2020). The findings showed that the main classes of land use in the study area for the 1981 period were other wetlands (34.2%) and other vegetation (20.5%), followed by water bodies (18.4%), mangroves (12.9%), as well as agriculture and livestock (12.7%). Furthermore, the landscape was mostly comprised of wetlands, other vegetation (lowland flooded forests, secondary vegetation), mangroves, and water bodies. By 2020, the landscape had a transformation of extensive areas devoted to economic activities such as livestock and the hydrocarbon industry, which is reflected in the loss of the extension of wetlands, other vegetation, and mangroves in favor of economic activities. On the other hand, the increase in human settlements has driven the changes in

land cover, the development of agriculture and livestock, and the development of infrastructure such as rural roads, highways, water channels, and drains, allowing the introduction of economic activities.

Changes in mangrove coverage in net terms do not present a substantial loss in the total area from 1981 to 2020; it only decreased by 1,656 ha, corresponding to 0.9% of its original coverage. However, when analyzing the results of each time interval, the transition matrices give us more detailed information on the mangrove forest change patterns. The highest transition (10.25%) of mangrove forest took place during the first period of analysis (1981-2005); posteriorly, there was a transition rate reduction of 7.33% and 3.65% during the second (2005-2010) and third (2010-2015) time intervals, respectively. The fourth time interval (2015-2020) showed a slight transition increase (6.82%) compared to the previous. The data showed that in the four-time interval analysis, the highest transition patterns were focused on the cover class other wetlands with 6.25% (1981-2005), 3.64% (2005-2010), 1.32% (2010-2015), and 3% (2015-2020). The mangrove coverage is constantly losing area in the same way that it is gaining areas in another part of the study area.

The trend in the mangrove forest transition and fragmentation is that mangroves consolidate their large fragments. Simultaneously, the smallest patches to 100 ha reduce their area and transform mainly into other wetlands primarily used as grazing areas in the dry season. The connectivity results showed that the most extensive patches of mangroves have the highest connectivity values. However, the smallest patches would fulfill a key role for wildlife species as step-stone corridors, mainly for species that disperse large distances. The changing trend of land cover for the region (1981-2020) showed that this region presents an accelerated development of urban expansion, an increase in areas dedicated to agriculture and livestock, industrial development above the areas of forests, wetlands, and a lesser extent, mangroves. Based on these results, it can be concluded that it is necessary to consider that this coastal zone where these economic activities (agriculture, livestock, and hydrocarbon industry) concur is far from ordering productive activities, and, therefore, there will be an increase in the areas dedicated to these activities causing pressures on the natural covers of the coastal zone.

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

Los bosques de manglar se encuentran en una amplia gama de ambientes, desde zonas áridas a costas templadas y frías (Petrosian et al. 2016). Ocupan una superficie de costa de más de 137,000 km² a nivel mundial (Marx et al. 2020), siendo la principal cubierta vegetal de las costas tropicales. Además, son ecosistemas caracterizados por la presencia de flora y fauna adaptados a las mareas y condiciones de salinidad (Lacerda y Schaeffer-Novelli 1999, Schaeffer-Novelli et al. 2018). Un gran número de estudios han demostrado la importancia de los manglares en la reducción de riesgos y determinado sus funciones ecológicas (Truong y Do 2018). Estos son de los ecosistemas más productivos y tienen un papel importante en la mitigación del aumento del carbono atmosférico, debido a su alto potencial de secuestro de carbono (Wang et al. 2019).

Así mismo, los manglares portan significativamente a los medios de vida de las comunidades costeras (Heenkenda et al. 2015, Truong y Do 2018). Son de gran importancia socioeconómica y ambiental a nivel mundial y proveen diferentes servicios ecosistémicos (Pelage et al. 2019). También proporcionan protección para la línea de costa de las inundaciones, olas y tormentas; su sistema de raíces ayuda a la reducción de la erosión costera y el aumento del nivel del mar; además, son filtradores y atrapan los contaminantes. Así mismo, son utilizados como zona de cría de camarones, peces y crustáceos; apoyan las cadenas alimenticias de las zonas costeras. Con la aparición de los problemas derivados del cambio climático, los servicios ecosistémicos del manglar se vuelven más importantes y amenazados (Truong y Do 2018).

Sin embargo, a pesar de su importancia, los manglares son propensos a perturbaciones naturales y antropogénicas (Heenkenda et al. 2015). La formación de claros, tormentas, vientos, tsunamis, huracanes, cambios en el nivel del mar y la muerte o daño por insectos o enfermedades son perturbaciones naturales (Lacerda y Schaeffer-Novelli 1999, Eslami-Andargoli et al. 2010). A nivel mundial, tienen una elevada presión demográfica, extracción de madera, contaminación, cambio de uso de suelo, deforestación y fragmentación. Lo que, en muchos casos, contribuye a cambios de más larga duración que las perturbaciones naturales, como la conversión a infraestructura hídrica, cultivos de arroz, acuicultura y extracción de sal (Velázquez et al. 2002, Silveira et al. 2016, Valderrama et al. 2014, Valderrama Landeros et al. 2017, Velázquez Salazar et al. 2021). Así mismo, se ha demostrado que, si las actividades costeras no se planifican y gestionan de forma sostenible, el resultado es una degradación o deforestación de los bosques de manglares a gran escala (Heenkenda et al. 2015).

El 41% de la superficie de manglar a nivel mundial se concentra en cuatro países: Indonesia (19%), Brasil (9%), Nigeria (7%) y México (6%) (FAO 2020). Se estima una disminución de 1.04 millones

de ha de 1990 a 2020, con una tasa de pérdida media anual de 21,200 ha para la década de 2010-2020. Para América del Norte y Centroamérica, se reporta un aumento de la cobertura con una tasa media anual de 10,500 ha por año, sin embargo, este aumento se debe, principalmente, a las mejoras en la recopilación de datos y no necesariamente un aumento en los cambios reales del área de manglares (FAO, 2020). Por su parte, en México, ocupan el 0.4% del territorio nacional, con un área de 488,367 km², distribuidos a lo largo de toda la zona costera del país (Valderrama-Landeros et al. 2017). El cual ha perdido alrededor del 60% de su cobertura original de manglares desde finales del siglo XX, a una tasa anual de alrededor del 3% entre 1980 y 2000 (Alatorre et al. 2016).

Los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche son parte de la planicie costera del Golfo de México, que tiene en conjunto alrededor del 31% de la cobertura de manglares del país. Campeche, el estado con la mayor cobertura (Valderrama-Landeros et al. 2017), reporta una de las tasas más altas de pérdida de esta; 25.78% entre 1981-2005. En el mismo período, Veracruz presentó una pérdida de 5.07% y Tabasco una ganancia del 5.8% de su cobertura (Valderrama et al. 2014, Valderrama Landeros et al. 2017).

El estado actual de los paisajes costeros, particularmente de los bosques de manglar, ha sido alterado por el hombre para la industrialización, urbanización, producción de alimentos, la acuicultura y la sobreexplotación de la madera. Estos impulsores de la pérdida de manglares han sido documentados en las últimas décadas (Joffre et al. 2015, Petrosian et al. 2016), lo que ha llevado a propuestas de conservación y restauración de estos. En México, se ha trabajado en documentar los procesos de deforestación y los factores que están contribuyendo a esta (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez 1999, Valderrama Landeros et al. 2017, Valderrama-Landeros et al. 2020). Por lo que se identificaron como grandes impulsores de la deforestación de los manglares en México, la acuicultura, el desarrollo industrial y urbano (Alatorre et al. 2011), construcción de carreteras, crecimiento urbano (Cissell et al. 2018) y actividades agrícolas (Valderrama et al. 2014).

La región del Golfo de México proporciona bienes y servicios como producción de petróleo y gas, pesca, turismo y apoyo a las economías estatales (Temino-Boes et al. 2019). Esta región, en particular la zona deltaica de Tabasco y Campeche, y la llanura costera de Veracruz, experimentó una transición económica a partir de los años 70. Pasó de ser una región rural y aislada a zonas de ganadería comercial a gran escala, plantaciones de cultivos tropicales, exploración, producción, transporte y refinación de petróleo, así como desarrollo de industria petroquímica; lo que alteró drásticamente el paisaje costero (Sánchez-Gil et al. 2004, Pérez Sánchez et al. 2014). Sin embargo, esta región mantiene una tasa de pobreza alta y un aumento de la población en áreas que fueron deforestadas y cambiaron su uso de suelo en los ecosistemas costeros (Temino-Boes et al. 2019). Además, el incremento de las actividades socioeconómicas de la región sin una planificación adecuada a lo largo

del tiempo ha generado conflictos entre los intereses del desarrollo, las economías locales y la conservación.

Los trabajos en la llanura costera del golfo de México se han dirigido a documentar los cambios de uso de cobertura en áreas específicas como ejidos, comunidades, municipios o áreas naturales protegidas (Villalobos Zapata et al. 1999, Sánchez-Gil et al. 2004, Guerra y Gaona 2006, Domínguez-Domínguez et al. 2011, Hernández Melchor 2013, Leyva-Ovalle et al. 2017, Cissell et al. 2018), que no son adecuadas para la formulación de políticas regionales; por lo que, en muchos casos, las políticas estatales están desactualizadas o incompletas, porque los insumos carecen de información actualizada o de escala regional.

Por ende, mejorar el entendimiento de los factores que impulsan la deforestación y la degradación de los bosques es fundamental para las propuestas de políticas y medidas que incidan en las tendencias actuales de uso de los recursos de los bosques; de forma que se promueva un cambio favorable para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Sannigrahi et al. 2020). Por lo que es importante documentar los procesos y factores que causan estos cambios en la región. Se requieren datos de cambios de uso del suelo para predecir posibles cambios futuros que podrían ocurrir en el área de estudio. Los resultados son una base para contribuir a generar información de la pérdida, los cambios de cobertura y los impulsores aproximados, con el fin de apoyar a la planificación territorial a escala regional.

1.1 Cambios de cobertura y uso del suelo

Los términos cobertura del suelo y uso del suelo se utilizan de manera indistinta; sin embargo, conceptualmente, el primero se refiere a los atributos biofísicos de la superficie de la tierra, como la biota, el suelo, la topografía, aguas superficiales, subterráneas y las estructuras humanas. El segundo, en cambio, está definido como el uso de la tierra derivado de las actividades humanas en el territorio, como son el uso urbano, industrial y de conservación (Verburg et al. 2006).

El cambio de cobertura del suelo de los bosques es de los procesos de estudio más complejos del cambio ambiental a nivel mundial, porque se produce a diferentes escalas espaciales y temporales, debido a una diversidad de causas e interacciones entre múltiples factores. Estos cambios reflejan claramente las dimensiones de las actividades antropogénicas en el medioambiente (Misra et al. 2015). Por su parte, el análisis espacial de los bosques comprende, principalmente, cuatro categorías: clasificación de la cubierta forestal, estimación de atributos de los bosques, detección de cambios y la modelización espacial (Blanco et al. 2020). Además, los sensores remotos son importantes en este contexto, porque representan una alternativa rentable que puede proporcionar datos de alta resolución acerca de las variaciones en la cobertura de los bosques (Ambastha et al. 2010, Castellanos-Galindo et al. 2020).

El análisis, a través de sensores remotos para la cartografía y el monitoreo de los ecosistemas de manglar, ha sido muy utilizado mundialmente (Kovacs et al. 2001, López-Angarita et al. 2018, Mejía-Rentería et al. 2018, Bryan-Brown et al. 2020, Sannigrahi et al. 2020). Los sensores más empleados son los satélites SPOT, Landsat TM y ETM₊, que permiten una discriminación eficiente de los manglares con respecto a las regiones adyacentes que no lo son (Alatorre et al. 2016, Suyadi et al. 2018). Así mismo, satélites de muy alta resolución como IKONOS y QuickBird se están utilizando en la actualidad; sin embargo, los satélites de Landsat son uno de los productos más utilizados para la detección del cambio histórico de los manglares, en gran parte por el acceso abierto de los archivos y que las imágenes se remontan a 1972, por lo que se puede tener un periodo de revisión consistente (Cissell et al. 2018, Pimple et al. 2022).

1.2 La fragmentación y conectividad de los bosques de manglar

El paisaje está estructurado por elementos espaciales de matrices, fragmentos y corredores, donde se controla el movimiento, flujos y cambios en las poblaciones en las diferentes escalas, lo cual provoca una conexión directa entre la estructura y la función de un ecosistema (Bandeira et al. 2018). En cuanto a la fragmentación, es, en términos prácticos, la subdivisión de un paisaje contiguo en partes más pequeñas que se denominan fragmentos (Tran y Fischer 2017), por lo que diferentes índices y modelos espaciales ambientales han sido desarrollados para evaluar su estructura (Conti et al. 2016).

La fragmentación de un bosque puede tener tres efectos importantes: disminución del área, aumento de los efectos de borde y un aumento del aislamiento del fragmento (Tran y Fischer 2017). Por su parte, el grado de fragmentación de un bosque puede ser cuantificado a través de análisis de paisaje con métricas asociadas al tamaño del fragmento, el número de fragmentos, la densidad del borde, el borde medio del parche y la dimensión del área media ponderada fractal (Abdullah y Nakagoshi 2007, Tran y Fischer 2017, Amaral et al. 2019).

Recientemente, diferentes estudios se han centrado en la conectividad, fragmentación y configuración de los manglares (Tran y Fischer 2017, Suyadi et al. 2018, Liu et al. 2020). Estas investigaciones han mostrado que los cambios en la estructura del paisaje de la vegetación del manglar influyen en los servicios ecosistémicos (d'Acampora et al. 2018, Suyadi et al. 2018). Por ejemplo, la métrica de conectividad del parche se relaciona con los flujos de nutrientes, protección costera y calidad de agua (Bandeira et al. 2018). Además, las métricas de tamaño proporcional brindan información sobre la complejidad y configuración de los parches de manglar (Suyadi et al. 2018).

Los patrones de cambio en la cobertura vegetal, la conversión y la degradación de los bosques de manglar afectan su conectividad (Tran y Fischer 2017, Amaral et al. 2019). Por lo tanto, una estrategia para mitigar la fragmentación de los bosques consiste en mantener o aumentar la conectividad entre

los fragmentos (Saura et al. 2011). La comprensión de las dinámicas temporales, los procesos de fragmentación y conectividad permiten avanzar hacia mejores prácticas de uso de la tierra, procesos de gestión territorial e informar de los futuros esfuerzos de conservación de los manglares (Hauser et al. 2017).

1.3 Factores de cambio de uso de suelo y cobertura de los manglares

Entender la historia de la gestión de los manglares es crucial para comprender los principales factores que impulsan su deforestación y proponer planes de gestión del ecosistema (Ilman et al. 2016). Por ejemplo, la conversión directa de los bosques de manglar hacia otros usos de la tierra es una de las mayores amenazas para la conservación de estos (Nguyen et al. 2013). Dado que los ecosistemas de manglar tienen una amplia gama de interacciones entre el hombre y el medioambiente, es necesario un estudio integrado de las fuerzas modeladoras y herramientas que relacionan las condiciones espaciales del paisaje con los objetivos de conservación (Ambastha et al. 2010).

Actualmente, aunque la tasa de pérdida del manglar se considera que está disminuyendo en algunas regiones, las ciudades costeras y las poblaciones humanas siguen creciendo (Hayashi et al. 2019). Lo anterior genera una continua presión para desarrollar y convertir áreas de humedales costeros como los manglares hacia otros usos de la tierra (tierras urbanas, acuícolas, agrícolas, ganaderas, entre otras) o para construir infraestructura (carreteras, diques), interrumpiendo los procesos ecológicos que se llevan a cabo en estos ecosistemas (Osland et al. 2018).

A nivel global, los principales factores de pérdida de bosques de manglar son la acuicultura y agricultura (Thomas et al. 2017). Además, el crecimiento poblacional como factor subyacente es otro de los grandes impulsores de la degradación y cambio en la cobertura de manglares (Sarmin et al. 2016). Se ha documentado que los habitantes locales no comprenden el valor de los recursos del manglar, pero sí los ingresos directos que se generan a partir de ellos (Veettil et al. 2019).

En México, estudios sugieren que las pérdidas de cobertura son causadas por cambios antrópicos; la mayoría por ganadería y cultivos; a excepción de Quintana Roo y Baja California, donde las pérdidas son por urbanización (Valderrama et al. 2014). Por su parte, Campeche es el estado con la mayor cantidad de hectáreas de manglar, pero presenta también las tasas más altas de cambio de la cobertura de la tierra, con una pérdida del 14% entre 1996-2016. En esta región, dichos cambios se ven impulsados por la creciente población urbana y la alteración de los flujos de agua a causa de la construcción de carreteras (Cissell et al. 2018).

1.4 Objetivos de investigación

El objetivo general de esta investigación fue identificar los patrones de los procesos históricos, actuales y futuros de los cambios de cobertura del ecosistema de manglar, en la llanura costera del

Golfo de México, para comprender los factores subyacentes que la impulsan y sus implicaciones en la conservación y manejo futuro de este recurso.

Para ello, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Identificar los cambios de uso del suelo y cobertura del ecosistema de manglar entre 1981 y 2020 en la llanura costera del Golfo de México.
2. Determinar los principales factores de los cambios de uso de suelo y cobertura, así como las implicaciones para la conservación del manglar.
3. Comprender cómo las políticas de conservación influyen en la adopción de estrategias de uso y manejo en el área de estudio, además, cómo se relaciona con el cambio en la cobertura del ecosistema.

Los datos regionales de cobertura de manglar contrastan con los locales. Regionalmente, se muestran incrementos para Tabasco y disminución para Campeche y Veracruz (Valderrama et al. 2014). Por el contrario, estudios a nivel local encuentran una alta tasa de cambio; en Centla (Tabasco), por ejemplo, reportan una tasa de deforestación del 10.92% de 1981 a 1991 (Núñez-Farfán 1997). Así mismo, existe una falta de conocimiento de la dinámica de estos cambios, pérdidas, recuperación e incrementos de superficie. Por lo que se plantea como hipótesis general que los cambios en las coberturas del ecosistema de manglar a nivel regional dependen de la dinámica de transformación/recuperación del ecosistema impulsada por factores de cambio asociados a una débil estructura gubernamental de protección del bosque de manglar y a los incentivos para el desarrollo de las actividades económicas.

1.5 Estructura de la tesis

Esta tesis identificó los cambios en la cobertura del manglar, los procesos de fragmentación y conectividad, así como los principales factores de los cambios en la cobertura, a través de lo siguiente:

- La detección de los cambios del uso del suelo y la cobertura vegetal en cuatro intervalos de tiempo.
- La identificación de los cambios con respecto a dónde ocurrió, cuándo, cuánto y a qué cobertura se trasladó.
- Las causas e implicaciones de los cambios, relacionándolos con aspectos socioambientales.

En el primer artículo de investigación, se caracterizaron las tendencias de cambio del bosque de manglar e identificaron los fragmentos de mayor amenaza por los cambios en la cobertura, como información referencial para las herramientas de planificación para el sector gubernamental, investigadores, sociedad civil y otras partes interesadas en la gestión de los recursos naturales del área de estudio. De seguido, al caracterizar los patrones espaciales del paisaje y bosque de manglar en la llanura costera del Golfo de México, se evaluó la fragmentación para caracterizar los patrones espaciales. Este es el primer estudio del que se tiene registro para evaluar la conectividad de los bosques de manglar en la región, usando técnicas de estructura de grafos que evalúan la importancia de los parches al mantenimiento de la conectividad.

El cuarto capítulo de esta tesis explora los principales factores que condicionan la magnitud, localización y ocurrencia de los cambios en la cobertura de los bosques de manglar. Ofrece perspectivas sobre las medidas que se han adoptado para la conservación o manejo de los bosques de manglar, y destacan la importancia de integrar el conocimiento existente en la región para la comprensión de los impulsores de la dinámica de cambio de las coberturas del suelo. El presente documento termina contextualizando los principales resultados de esta investigación dentro de la literatura más amplia, además, identifica posibles implicaciones para el manejo o conservación de los bosques de manglar y presenta futuras líneas de investigación.

1.6 Literatura citada

Abdullah, SA; Nakagoshi, N. 2007. Forest fragmentation and its correlation to human land use change in the state of Selangor, peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management* 241(1-3):39-48. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.12.016>.

Alatorre, LC; Sánchez-Andrés, R; Cirujano, S; Beguería, S; Sánchez-Carrillo, S. 2011. Identification of mangrove areas by remote sensing: The ROC curve technique applied to the northwestern Mexico coastal zone using Landsat imagery. *Remote Sensing* 3(8):1568-1583. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs3081568>.

Alatorre, LC; Sánchez-Carrillo, S; Miramontes-Beltrán, S; Medina, RJ; Torres-Olave, ME; Bravo, LC; Wiebe, LC; Granados, A; Adams, DK; Sánchez, E; Uc, M. 2016. Temporal changes of NDVI for qualitative environmental assessment of mangroves: Shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the Gulf of California (1990-2010). *Journal of Arid Environments* 125:98-109. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.010>.

Amaral, YT; Santos, EM dos; Ribeiro, MC; Barreto, L. 2019. Landscape structural analysis of the Lençóis Maranhenses national park: implications for conservation (en línea). *Journal for Nature Conservation* 51(September 2018):125725. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125725>.

Ambastha, KR; Hussain, SA; Badola, R; Roy, PS. 2010. Spatial analysis of anthropogenic disturbances in mangrove forests of Bhitarkanika Conservation Area, India. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 38(1):67-83. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12524-010-0013-y>.

Bandeira, O; Catarino, S; Cabral, P; Charrua, AB; Romeiras, MM; d'Acampora, BHA; Higuera, E; Román, E; Vaz, E; Sievers, M; Pearson, RM; Turschwell, MP; Bishop, MJ; Bland, L; Brown, CJ; Tulloch, VJD; Haig, JA; Olds, AD; Maxwell, PS; Connolly, RM; Suyadi; Gao, J; Lundquist, CJ; Schwendenmann, L. 2018. Characterizing landscape patterns in changing mangrove ecosystems at high latitudes using spatial metrics (en línea). *Ecological Modelling* 215(February):103-110. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.005>.

Blanco, JA; Ameztegui, A; Rodríguez, F. 2020. Modelling Forest Ecosystems: a crossroad between scales, techniques and applications. *Ecological Modelling* 425(April). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109030>.

Bryan-Brown, DN; Connolly, RM; Richards, DR; Adame, F; Friess, DA; Brown, CJ. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports* 10(1):1-9. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>.

Castellanos-Galindo, GA; Kluger, LC; Camargo, MA; Cantera, J; Mancera Pineda, JE; Blanco-Libreros, JF; Wolff, M. 2020. Mangrove research in Colombia: Temporal trends, geographical coverage and research gaps (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* :106799. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106799>.

Cissell, JR; Delgado, AM; Sweetman, BM; Steinberg, MK. 2018. Monitoring mangrove forest dynamics in Campeche, Mexico, using Landsat satellite data (en línea). *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 9(March 2017):60-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.12.001>.

Conti, LA; de Araújo, CAS; Cunha-Lignon, M. 2016. Spatial database modeling for mangrove forests mapping; example of two estuarine systems in Brazil. *Modeling Earth Systems and Environment* 2(2). DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0129-3>.

d'Acampora, BHA; Higuera, E; Román, E. 2018. Combining different metrics to measure the ecological connectivity of two mangrove landscapes in the Municipality of Florianópolis, Southern

Brazil (en línea). *Ecological Modelling* 384(December 2017):103-110. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.06.005>.

Domínguez-Domínguez, M; Zavala-Cruz, J; Martínez-Zurimendi, P. 2011. Manejo Forestal Sustentable de los Manglares de Tabasco (en línea). Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados :137 p. Disponible en http://www.colpos.mx/web11/pdf/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf%5Cnhttp://www.colpos.mx/tabasco/vinculacion/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf.

Eslami-Andargoli, L; Dale, PER; Sipe, N; Chaseling, J. 2010. Local and landscape effects on spatial patterns of mangrove forest during wetter and drier periods: Moreton Bay, Southeast Queensland, Australia (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89(1):53-61. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.05.011>.

FAO. 2020. Main report (en línea). FAO (ed.). Abingdon, Oxon; New York, NY: Routledge, 2017. | Series: Routledge studies on the Chinese economy; 67, Routledge. 1-36 p. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781315184487-1>.

Guerra, VM; Gaona, SO. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas* 59:7-25.

Hauser, LT; Nguyen Vu, G; Nguyen, BA; Dade, E; Nguyen, HM; Nguyen, TTQ; Le, TQ; Vu, LH; Tong, ATH; Pham, HV. 2017. Uncovering the spatio-temporal dynamics of land cover change and fragmentation of mangroves in the Ca Mau peninsula, Vietnam using multi-temporal SPOT satellite imagery (2004–2013) (en línea). *Applied Geography* 86:197-207. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.06.019>.

Hayashi, SN; Souza-Filho, PWM; Nascimento, WR; Fernandes, MEB. 2019. The effect of anthropogenic drivers on spatial patterns of mangrove land use on the Amazon coast. *PLoS ONE* 14(6):1-21. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217754>.

Heenkenda, MK; Joyce, KE; Maier, SW; de Bruin, S. 2015. Quantifying mangrove chlorophyll from high spatial resolution imagery (en línea). *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 108:234-244. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.08.003>.

Hernández Melchor, GI. 2013. Legislación, cambio de uso de suelo y reforestación en manglares de Cárdenas, Tabasco (en línea). :139. Disponible en <http://files/131/Melchor - 2013 - POSTGRADO EN AGROECOSISTEMAS TROPICALES.pdf>.

Ilman, M; Dargusch, P; Dart, P; Onrizal. 2016. A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves (en línea). *Land Use Policy* 54:448-459. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.010>.

Joffre, OM; Bosma, RH; Bregt, AK; van Zwieten, PAM; Bush, SR; Verreth, JAJ. 2015. What drives the adoption of integrated shrimp mangrove aquaculture in Vietnam? (en línea). *Ocean and Coastal Management* 114:53-63. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.015>.

Kovacs, JM; Wang, J; Blanco-Correa, M. 2001. Mapping disturbances in a mangrove forest using multi-date landsat TM imagery. *Environmental Management* 27(5):763-776. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002670010186>.

Lacerda, LD De; Schaeffer-Novelli, Y. 1999. Mangroves of Latin America: The Need for Conservation and Sustainable Utilization. *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* 1992(May 1992):5-8.

Leyva-Ovalle, Á; Valdez-Lazalde, JR; de los Santos-Posadas, HM; Martínez-Trinidad, T; Herrera-Corredor, JA; Lugo-Espinosa, O; García-Nava, JR. 2017. Monitoreo de la degradación forestal en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys). *Madera Bosques* 23(2):69-83. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321431>.

Liu, S; Li, X; Chen, D; Duan, Y; Ji, H; Zhang, L; Chai, Q; Hu, X. 2020. Understanding Land use/Land cover dynamics and impacts of human activities in the Mekong Delta over the last 40 years (en línea). *Global Ecology and Conservation* 22:e00991. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00991>.

López-Angarita, J; Tilley, A; Hawkins, JP; Pedraza, C; Roberts, CM. 2018. Land use patterns and influences of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific. *Biological Conservation* 227(July):82-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.020>.

Marx, SK; Knight, JM; Dwyer, PG; Child, DP; Hotchkis, MC; Zawadzki, A. 2020. Examining the response of an eastern Australian mangrove forest to changes in hydro-period over the last century (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* :106813. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106813>.

Mejía-Rentería, JC; Castellanos-Galindo, GA; Cantera-Kintz, JR; Hamilton, SE. 2018. A comparison of Colombian Pacific mangrove extent estimations: Implications for the conservation of a unique Neotropical tidal forest (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 212(July):233-240. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.020>.

- Misra, A; R, MM; P, V. 2015. Assessment of the land use/land cover (LU/LC) and mangrove changes along the Mandovi–Zuari estuarine complex of Goa, India. *Arabian Journal of Geosciences* 8(1):267-279. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-013-1220-y>.
- Nguyen, HH; McAlpine, C; Pullar, D; Johansen, K; Duke, NC. 2013. The relationship of spatial-temporal changes in fringe mangrove extent and adjacent land-use: Case study of Kien Giang coast, Vietnam (en línea). *Ocean and Coastal Management* 76:12-22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.01.003>.
- Núñez-Farfán, J. 1997. Estudio ecológico y genético de las poblaciones de *Rhizophora mangle* en México. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto B007. México, D. F :97.
- Osland, MJ; Feher, LC; López-Portillo, J; Day, RH; Suman, DO; Guzmán Menéndez, JM; Rivera-Monroy, VH. 2018. Mangrove forests in a rapidly changing world: Global change impacts and conservation opportunities along the Gulf of Mexico coast (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 214(July):120-140. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.006>.
- Pelage, L; Domalain, G; Lira, AS; Travassos, P; Frédou, T. 2019. Coastal Land Use in Northeast Brazil: Mangrove Coverage Evolution Over Three Decades. *Tropical Conservation Science* 12. DOI: <https://doi.org/10.1177/1940082918822411>.
- Pérez Sánchez, B; Bertha, A; Fócil, V; Morales Méndez, A; Arturo, L; Olán, M. 2014. Economía y Crecimiento Poblacional en Tabasco (en línea). *Hitos de Ciencias Económico Administrativas* 20:1. Disponible en <https://revistas.ujat.mx/index.php/hitos/article/view/818>.
- Petrosian, H; Kar, AD; Ashrafi, S; Fegghi, J. 2016. Investigating environmental factors for locating mangrove ex-situ conservation zones using GIS spatial techniques and the logistic regression algorithm in mangrove forests in Iran. *Polish Journal of Environmental Studies* 25(5):2097-2106. DOI: <https://doi.org/10.15244/pjoes/62640>.
- Pimple, U; Simonetti, D; Peters, R; Berger, U; Podest, E; Gond, V. 2022. Enhancing monitoring of mangrove spatiotemporal tree diversity and distribution patterns. *Land Degradation and Development* (April 2022):1265-1282. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.4537>.
- Sánchez-Gil, P; Yáñez-Arancibia, A; Ramírez-Gordillo, J; Day, JW; Templet, PH. 2004. Some socio-economic indicators in the Mexican states of the Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management* 47(11-12 SPEC. ISS):581-596. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.12.003>.

- Sannigrahi, S; Zhang, Q; Pilla, F; Joshi, PK; Basu, B; Keesstra, S; Roy, PS; Wang, Y; Sutton, PC; Chakraborti, S; Paul, SK; Sen, S. 2020. Responses of ecosystem services to natural and anthropogenic forcings: A spatial regression based assessment in the world's largest mangrove ecosystem (en línea). *Science of the Total Environment* 715:137004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137004>.
- Sarmin, NS; Mohd Hasmadi, I; Pakhriazad, HZ; Khairil, WA. 2016. The DPSIR framework for causes analysis of mangrove deforestation in Johor, Malaysia (en línea). *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management* 6:214-218. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.11.002>.
- Saura, S; Vogt, P; Velázquez, J; Hernando, A; Tejera, R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management* 262(2):150-160. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.017>.
- Schaeffer-Novelli, Y; Cintrón-Molero, G; Reis-Neto, AS; Abuchahla, GMO; Neta, LCP; Lira-Medeiros, CF. 2018. The mangroves of Araçá Bay through time: An interdisciplinary approach for conservation of spatial diversity at large scale. *Ocean and Coastal Management* 164(July 2017):60-67. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.12.024>.
- Silveira, JAH; Rico, AC; Pech, E; Pech, M; Ramírez, J; Teutli, C. 2016. Carbon Dynamics (Stocks and Fluxes) in Mangroves of Mexico. *Terra Latinoamericana* 34(1):61-72.
- Suyadi; Gao, J; Lundquist, CJ; Schwendenmann, L. 2018. Characterizing landscape patterns in changing mangrove ecosystems at high latitudes using spatial metrics (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 215(October):1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.005>.
- Temino-Boes, R; Romero-López, R; Romero, I. 2019. A spatiotemporal analysis of nitrogen pollution in a coastal region with mangroves of the Southern Gulf of Mexico. *Water (Switzerland)* 11(10). DOI: <https://doi.org/10.3390/w11102143>.
- Thomas, N; Lucas, R; Bunting, P; Hardy, A; Rosenqvist, A; Simard, M. 2017. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996-2010. *PLoS ONE* 12(6):1-14. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>.
- Tran, LX; Fischer, A. 2017. Spatiotemporal changes and fragmentation of mangroves and its effects on fish diversity in Ca Mau Province (Vietnam). *Journal of Coastal Conservation* 21(3):355-368. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11852-017-0513-9>.

Truong, TD; Do, LH. 2018. Mangrove forests and aquaculture in the Mekong river delta (en línea). *Land Use Policy* 73(January):20-28. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.01.029>.

Valderrama-Landeros, L; Blanco y Correa, M; Flores-Verdugo, F; Álvarez-Sánchez, LF; Flores-de-Santiago, F. 2020. Spatiotemporal shoreline dynamics of Marismas Nacionales, Pacific coast of Mexico, based on a remote sensing and GIS mapping approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 192(2). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8094-8>.

Valderrama, L; Troche, C; Rodríguez, MT; Márquez, D; Vázquez, B; Velázquez, S; Vázquez, A; Cruz, MI; Ressler, R. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 Period. *Wetlands* 34(4):747-758. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>.

Valderrama Landeros, LH; Rodríguez Zúñiga, MT; Troche Souza, Carlos Velázquez Salazar, Samuel Villeda Chávez, E; Alcántara Maya, José Alberto Vázquez Balderas, Berenice Cruz López, MI; Ressi, R. 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. s.l., s.e. 128 p.

Veettil, BK; Ward, RD; Quang, NX; Trang, NTT; Giang, TH. 2019. Mangroves of Vietnam: Historical development, current state of research and future threats (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 218(December 2018):212-236. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2018.12.021>.

Velázquez, A; Mas, J; Díaz, J; Mayorga, R; Alcántara, P; Castro, R; Fernández, T; Bocco, G; Ezcurra, E; Palacio, J. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México (en línea). *Gaceta ecológica INE* 62(62):21-37. Disponible en http://dialnet.unirioja.es/servlet/defichero_articulo?codigo=2897113.

Velázquez Salazar, S; Rodríguez Zúñiga, MT; Alcántara Maya, JA; Villeda Chávez, E; Valderrama Landeros, L; Troche Souza, C; Vázquez Balderas, B; Pérez Espinosa, I; Cruz López, MI; Ressler, R; De la Borbolla, DV.; Paz, O; Aguilar Sierra, V; Hurby, F; Muñoa Coutiño, JH. 2021. Manglares de México. Actualización y análisis de los datos 2020. s.l., s.e. 168 p.

Verburg, PH; Kok, K; Gilmore, R; Jr, P. 2006. Modeling Land-Use and Land-Cover Change. In: Lambin, E.F., Geist, H. (eds) *Land-Use and Land-Cover Change. Global Change - The IGBP Series*. Springer. DOI: <https://doi.org/10.7551/mitpress/6140.003.0013>.

Villalobos Zapata, GJ; Yáñez-Arancibia, A.; Day Jr, JW; Lara-Domínguez, a. L. 1999. Ecología y Manejo de los Manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México (en línea). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* :263-274. Disponible en http://www1.inecol.edu.mx/ecosistemasdemanglar/Cap_17.pdf.

Wang, Z; Yang, Z; Shi, H; Han, L; Friess, DA; Rogers, K; Lovelock, CE; Krauss, KW; Hamilton, SE; Lee, SY; Lucas, R; Primavera, J; Rajkaran, A; Shi, S; Bryan-Brown, DN; Connolly, RM; Richards, DR; Adame, F; Friess, DA; Brown, CJ. 2019. The State of the World's Mangrove Forests: Past, Present, and Future (en línea). *Ecological Indicators* 125(1):1-8. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>.

Yáñez-Arancibia, A; Lara-Domínguez, AL. 1999. Ecosistemas de manglar en América tropical. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring :380 p.

2 Artículo 1: Análisis multitemporal de cambios de cobertura del ecosistema de manglar en la llanura costera del Golfo de México

2.1 Resumen

Los estudios de cambio de cobertura son importantes para mejorar la comprensión de estos procesos, con el fin de generar propuestas de estrategias de gestión y conservación del ecosistema. Debido a que los procesos naturales y antropogénicos han alterado la cobertura del suelo, aumentando los impactos en los ecosistemas costeros en el mundo. Por lo que este estudio analizó el cambio de cobertura de manglar en la llanura costera del Golfo de México en los años 1981, 2005, 2010, 2015 y 2020 utilizando técnicas de percepción remota y SIG. Para ello, se clasificaron coberturas naturales y antrópicas usando interpretación directa de las coberturas y la clasificación supervisada de áreas. Finalmente, se obtiene que la cobertura de otros humedales es el principal uso de suelo (representan 32.99 % del territorio), su área neta se mantiene estable con transiciones considerables de ganancias y pérdidas de 1981 a 2020. Los mayores cambios de cobertura se dan en las coberturas agrícolas, pecuarias y otra vegetación, mientras que los manglares mantienen o aumentan su cobertura a partir del 2010. Además, que las tendencias identificadas son útiles en la toma de decisiones de la gestión del ecosistema en la región.

Palabras clave: cambios de cobertura, dinámica, cobertura de manglar

2.2 Introducción

Los manglares se encuentran dentro de los ecosistemas más productivos del mundo, sin embargo, han experimentado una rápida variación espaciotemporal a nivel mundial, particularmente, en las áreas en desarrollo (Bryan-Brown et al. 2020). Entre 1980 y 2000, se perdió el 35% de los manglares del mundo (Cissell et al. 2018). La pérdida anual del bosque de manglar a nivel mundial era de 46,700 ha por año de 1990 a 2000, mientras que, para la década de 2010 a 2020, fue de 21,200 ha por año (FAO 2020). Estos cambios pueden ser atribuibles a las mejoras en las técnicas cartográficas, acciones de reforestación o conservación (Valderrama et al. 2014, FAO 2020).

En México, se reportó una tasa de pérdida de cobertura de manglar de 0.47% de 2005 a 2010, seguido de un aumento en la cobertura de 0.28% de 2010 a 2015 (Valderrama Landeros et al. 2017). No es claro si esta discrepancia entre los periodos se da por una ganancia neta en la cobertura o una mejora en los métodos de identificación del ecosistema. Por su parte, la región costera del Golfo de México ha tenido un cambio importante resultado de la intervención humana (Yáñez-Arancibia y Day 2004). Los datos de los cambios de cobertura para la región son insuficientes y dispersos, sin embargo, esta área ha cambiado por las actividades industriales, ganadería comercial, pesca y turismo que han

transformado drásticamente el paisaje costero (Villalobos Zapata et al. 1999, Domínguez-Domínguez et al. 2011, Cissell et al. 2018). Así mismo, las regiones petroleras más importantes del país se encuentran en el Golfo de México, aportando el 90% de la producción de petróleo crudo y el 84% de gas natural, solo de los estados de Campeche, Tabasco y Veracruz (Sánchez-Gil et al. 2004).

Para la región de la llanura costera del Golfo de México, se ha centrado el análisis de los cambios de cobertura en zonas específicas de Tabasco (Guerra y Gaona 2006, Hernández Melchor 2013, Valderrama et al. 2014, Hernández Melchor et al. 2017, Domínguez-Domínguez et al. 2011), Campeche (Cissell et al. 2018, Sánchez-Gil et al. 2004, Villalobos Zapata et al. 1999) y Veracruz (Leyva-Ovalle et al. 2017, Rodríguez-Zúñiga et al. 2011). A nivel estatal, de 1981 a 2005, se tiene un porcentaje de cambio negativo de 25.87% y 5.07% para Campeche y Veracruz, respectivamente; y Tabasco presenta un incremento de 5.81%. Las diferencias por límites administrativos (estados) está asociada a las condiciones sociales, desarrollos económicos y políticas de conservación definidas por cada estado (Valderrama et al. 2014).

El cambio de cobertura y uso del suelo es un fenómeno que se produce en todo el mundo a diferentes escalas espaciales y temporales (Misra et al. 2015). Los estudios sobre cambios en la cobertura de manglares se han enfocado en la pérdida de la superficie, conversión a otros usos de la tierra y la reducción a largo plazo de la cobertura (Sarmin et al. 2016). Si bien los estudios a nivel mundial ofrecen un panorama de la distribución, estado de conservación y amenazas de los manglares, carecen de los detalles del nivel nacional, regional o local que son necesarios para tomar decisiones de uso del suelo (Cherrington et al. 2020).

Los sensores remotos ofrecen ventajas como datos de alta resolución, múltiples accesos gratuitos o de bajo costo (Kamal et al. 2016, Castellanos-Galindo et al. 2020). En cuanto al monitoreo de manglares, tienen ventajas como datos de alta resolución gratuitos o de bajo costo, así como acceso a datos de áreas remotas que permiten evaluar las tendencias en el mediano y largo plazo (Ambastha et al. 2010, Castellanos-Galindo et al. 2020). Los sensores más utilizados y accesibles son los satélites SPOT, Landsat TM, ETM_p y Sentinel que, por su amplia distribución, cobertura espacial y temporal, permiten una discriminación eficiente de los manglares y sus coberturas adyacentes (Alatorre et al. 2016, Cissell et al. 2018, Suyadi et al. 2018). Lo cual es relevante porque, para estudiar los cambios de cobertura asociados al ecosistema de manglar, es importante considerar las diferentes coberturas asociadas, para explicar las dinámicas de cambio (Andrieu et al. 2020).

El ecosistema de manglar ha cambiado debido a las influencias antropogénicas y naturales, como el aumento relativo del nivel del mar, fenómenos meteorológicos extremos, urbanización, estanques camaroneros y piscícolas, construcción de carreteras, entre otras (Valderrama et al. 2014, Heenkenda et al. 2015). Por lo cual, estudiar las características espaciotemporales del ecosistema proporciona

información para el diseño de las políticas y prácticas que conducen a una gestión costera óptima a futuro (Lee y Yeh 2009). Por ejemplo, la demanda de biocombustibles, materias primas y crecimiento industrial sigue impulsando el cambio en la cobertura del suelo de la región de la llanura costera del Golfo de México (Domínguez-Domínguez et al. 2011, 2019), con impactos negativos sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la recuperación de áreas deforestadas.

Para impulsar acciones de restauración, conservación y el manejo de la deforestación promovida por las presiones, es importante conocer las variaciones espaciales y temporales de coberturas del suelo que son reemplazadas por actividades antrópicas. Por lo que el objetivo de este estudio fue cuantificar los cambios en el uso del suelo y la cobertura de los bosques de manglar que se encuentra en la llanura costera del Golfo de México, en el período de 1981 a 2020, cuantificando los cambios en la cobertura del suelo que ocurrieron en los manglares, mediante la comparación de las tendencias temporales, las tasas de cambio y los principales impulsores.

2.3 Materiales y métodos

2.3.1 Descripción del área de estudio

La llanura costera del Golfo del Sur de México está integrada por las costas de Tabasco, Veracruz y Campeche. Tiene una extensión aproximada de 15,845 km², de las cuales, 180,135 ha corresponden a manglar (Figura 2.1). En el territorio, se encuentran dos áreas naturales protegidas de carácter federal: la Reserva de Biosfera Pantanos de Centla y el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos que, en conjunto, tienen un área de manglar de 121,714 ha que representan el 67% del manglar del área de estudio.

La población estimada de esta región es de más de un millón de personas, con la mayor concentración en ciudades como Paraíso, Frontera, Coatzacoalcos, Minatitlán, Campeche, Ciudad del Carmen y Palizada. Además, las principales actividades económicas en la zona costera son la ganadería, pesca, producción de petróleo y gas, actividades portuarias y turismo (Sánchez-Gil et al. 2004, Cissell et al. 2018). Estos factores son los principales motores de cambios en la cobertura de manglares en distintas intensidades y magnitudes, en diferentes épocas y períodos de desarrollo de la región.

Está ubicada en la provincia fisiográfica Llanura Costera del Golfo Sur, con un relieve plano con alturas inferiores a 100 msnm. La provincia está formada por sedimentos no consolidados de la edad cuaternaria. Tiene regiones geomorfológicas de planicie costera con sedimentos arenosos, de planicie palustre con turba sobre arcillas en depresiones inundadas y planicie fluvial con sedimentos limosos y arcillosos sujeta a inundación (Vega y Kú, 2010; Zavala-Cruz y Ortiz-Pérez, 2019). Es parte de los humedales costeros del Golfo de México, donde la vegetación predominante son la vegetación acuática y los manglares asociados a condiciones estuarinas (Barba et al. 2006). Aunado a ello, las especies presentes son: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro),

Laguncularia racemosa (mangle blanco) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo) (Valderrama Landeros et al. 2017).

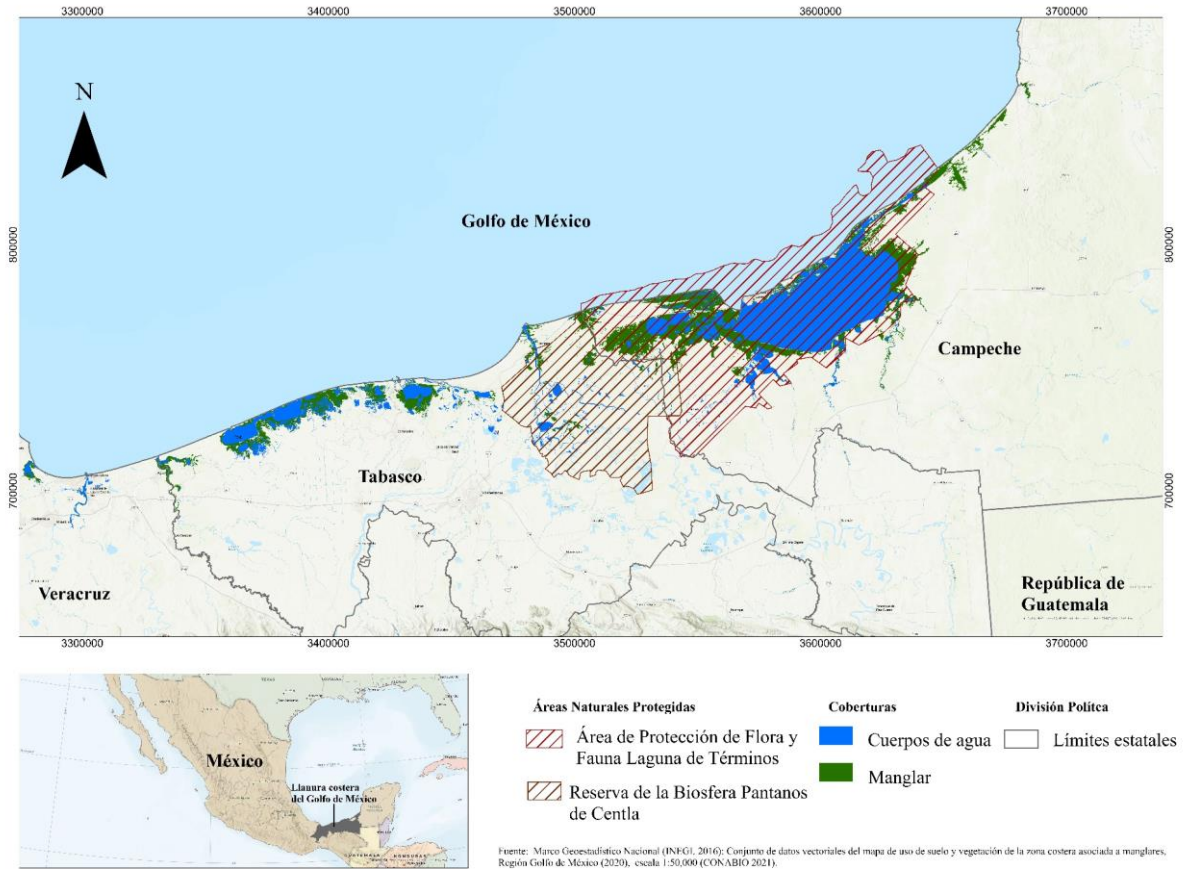


Figura 2.1: Mapa de la ubicación geográfica del área de estudio denominada llanura costera del Golfo del Sur de México. Situada en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche. Las superficies en color verde corresponden al área de manglar en la región para el año 2020.

La ubicación en la zona tropical al sur del Golfo de México, el efecto de los vientos alisios, su escasa elevación con respecto al nivel del mar y una barrera orográfica determinan el desarrollo de climas cálidos con influencia marina; predominantemente, tiene clima cálido subhúmedo con lluvias en verano. Además, la precipitación anual varía de 1600 mm hasta 3200 mm, que representa el mayor promedio de lluvia anual para México (Vega y Kú, 2010; Zavala-Cruz y Ortiz-Pérez, 2019).

El área presenta una de las redes hidrológicas más compleja de México; es parte de las regiones hidrológicas RH-29 (Coatzacoalcos) y la RH-30 (Grijalva-Usumacinta). Las altas precipitaciones originan dos de los ríos más caudalosos del país: el Mezcalapa-Grijalva y el Usumacinta, los cuales encuentran su desembocadura al mar en esta región. El 30% de las aguas superficiales que escurren en el país lo hacen en esta área. Además, en su cercanía al mar, los deltas incluyen numerosas lagunas

salobres y de agua dulce. Y la hidrología compleja del área origina inundaciones extraordinarias de septiembre a noviembre que, en ocasiones, ha afectado a gran parte del territorio (López-Castañeda y Zavala-Cruz, 2019).

2.3.2 Mapas de cobertura de manglares e imágenes

Los datos de cobertura de manglares se obtuvieron para la década de 1970-1990 (mapa de 1981), 2005, 2010, 2015 y 2020 (Rodríguez-Zúñiga et al. 2022). Estos mapas vectoriales provienen del Sistema de Monitoreo de Manglares de México de la CONABIO a escala de 1:50,000 (descargados del portal <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>).

La clasificación de las coberturas en los mapas incluye ocho clases entre naturales o antrópicas (Cuadro 2.1). El mapa base es de 2005 generado con imágenes SPOT 5, a una resolución espacial de 10 m, complementado con dos imágenes Landsat- 7 ETM y con una resolución de 30 m. A partir de este mapa, para 1981 se utilizaron fotografías aéreas del INEGI, con escalas 1:50,000, 1:70,000 y 1:80,000. El método empleado para la elaboración de este mapa fue el método interdependiente de interpretación retrospectiva. Por su parte, para 2010 y 2015, se utilizaron imágenes SPOT 5, con una resolución espacial de 10 m, complementado en la segunda fecha con imágenes del SPOT 6, SPOT 7 y RapidEye. Para 2020, se usaron imágenes del satélite Sentinel- 2 de la Agencia Espacial Europea (Rodríguez-Zúñiga et al. 2022). Y, con el fin de generar los mapas, se empleó la metodología del método interdependiente (FAO, 1996), además, para que coincidieran con el tamaño de píxel de los mapas previos, se ajustó y homólogo la resolución espacial a 10 m (Valderrama Landeros et al. 2017, Valderrama et al. 2014).

Cuadro 2.1: Clases de uso del suelo y cobertura asignadas a los mapas de la distribución de los manglares y sus coberturas adyacentes en México, para los años de 1980, 2005, 2010, 2015 y 2020.

ID	Clase	Descripción
1	Desarrollo antrópico	Poblados, estanques acuícolas, granjas camaroneras, salineras, caminos y carreteras, obras de infraestructura hidráulica.
2	Agrícola-pecuaria	Áreas de agricultura de temporal y riego, pastizales. Principalmente incluye coberturas antrópicas.
3	Otra vegetación	Vegetación arbustiva y arbórea de otros bosques
4	Sin vegetación	Áreas sin vegetación o con erosión y playas
5	Manglar	Áreas de vegetación arbustiva o arbórea que incluyan las siguientes especies en asociación o una sola especie: mangle blanco (<i>Laguncularia racemosa</i>), mangle rojo (<i>Rhizophora mangle</i>), mangle negro (<i>Avicennia germinans</i>) y mangle botoncillo (<i>Conocarpus erectus</i>).
6	Manglar perturbado	Fragmentos de árboles o arbustos de manglar muerto o en regeneración. Cobertura que ha sido afectada por factores antrópicos o naturales.

ID	Clase	Descripción
7	Otros humedales	Vegetación de popal, tular, carrizal, pastizales inundables o vegetación hidrófila con individuos de mangle dispersos.
8	Cuerpos de agua	Lagunas, ríos, aguadas, esteros, bahías.

Fuente: (Valderrama Landeros et al. 2017).

Para el proceso de revisión de la cartografía de manglares de CONABIO, se adquirieron 60 mosaicos de imágenes Landsat de los años 1984-1989, 2004, 2005, 2009, 2010, 2015, 2019 y 2020; con una resolución espacial de 30 m, provenientes de la plataforma CDGM de INEGI. Se tienen mosaicos continuos, ortorrectificados, libres de nubes o sombras, que preservan las características multispectrales, en un formato listo para su análisis (INEGI, 2020). Estos mosaicos fueron obtenidos del sitio web del INEGI (<https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>).

2.3.3 Clasificación

Dado el entorno geográfico y el largo período de tiempo del estudio, es un desafío mapear la cobertura a largo plazo desde la década de 1980. En esta investigación, se combinó la cartografía existente sobre la cobertura de manglares, imágenes Landsat e imágenes de alta resolución de Google Earth Engine para la clasificación, con el objetivo de mejorar la cartografía de las diferentes fechas, con actualizaciones y corrección de etiquetamientos, siguiendo el método interdependiente (FAO, 1996). Se decidió utilizar este método, en comparación con clasificaciones digitales independientes que demandan menos tiempo, porque, además de ser un método más sencillo, ya que no parte de la interpretación convencional de todas las clases, sino del uso de cartografía ya existente, reduce los errores de clasificación, localización y minimiza los falsos cambios entre clases.

Se mantuvo un método coherente que garantizará la comparabilidad entre los mapas de las diferentes fechas. Además, una revisión de la literatura publicada de la región proporcionó información para comprender el patrón de la cobertura de manglares, humedales, desarrollo antrópico, pastizales y agricultura. Posteriormente, se trabajó en el programa ArcGIS Pro 2.8 para la preparación del intérprete; se definieron pequeñas áreas de la imagen con una clasificación de cobertura conocida y estas áreas se denominaron de entrenamiento.

En esta etapa, se realizó trabajo de campo de julio a diciembre de 2021, para visitar las áreas con patrones espaciales complicados. Durante el trabajo de campo, se establecieron 455 puntos de control georreferenciados, con un GPS Garmin Etrex 10. Así mismo, las muestras de entrenamiento pasaron por un proceso de ajuste y mejora hasta obtener resultados $\geq 85\%$.

Después de actualizar el mapa de 2020, se actualizaron retrospectivamente los mapas de 2015, 2010, 2005 y 1981, todos en formato ráster. Se revisaron detalladamente por interpretación visual en

pantalla los polígonos, con énfasis en la cobertura de manglares, para identificar los límites de las clases que presentaban confusión espectral o de etiquetamiento entre las clases mapeadas, para tener una mejor delimitación de las categorías de los mapas. Además, se hizo una revisión detallada, usando los mosaicos de imágenes Landsat previamente adquiridos, imágenes de alta resolución obtenidas de Google Earth Engine (GEE) para 2005, 2010, 2015 y 2020. Además del uso de datos cartográficos de los usos de suelo y vegetación de INEGI serie I (INEGI, 1997), II (INEGI, 2001), III (INEGI, 2005), IV (INEGI, 2009), V (INEGI, 2013), VI (INEGI, 2016) y VII (INEGI, 2021) y de los Inventarios Nacionales Forestales 2004-2007, 2009-2014 y 2015-2020 (<https://snmf.cnf.gob.mx/datos-del-inventario/>) como información de apoyo. En la interpretación visual, el intérprete decidió si los píxeles permanecían en la categoría del mapa mediante criterios de textura, patrón, tamaño, forma y tonalidad de la imagen. Y se generaron los mapas de las diferentes fechas a una escala 1:50,000.

Los mapas ráster se convirtieron en polígonos y se exportaron a un formato de archivo; posteriormente, se aplicó una revisión manual utilizando las herramientas de edición de ArcGIS Pro 2.8. Si se encontró algún polígono que no pertenecía a la clase preestablecida, se reclasificó. Por último, los mapas finales tienen un área mínima mapeable de una hectárea y se mantuvo el sistema de proyección Lambert Conformal Conic.

La precisión de los mapas se llevó a cabo usando puntos de verificación sobre el terreno para la clasificación del 2020. Los puntos de muestreo de validación se eligieron con un muestreo aleatorio estratificado utilizando la caja de herramientas Create Accuracy Assessment Points de ArcGIS Pro. Se generaron un total de 486 puntos para el área de estudio. En campo, se tomaron 350 puntos de verificación y los 136 restantes por su difícil acceso fueron clasificados en Google Earth Pro. Por su parte, los resultados de la evaluación muestran una precisión promedio para el mapa de 2020 de 93.5%. La validación se realizó únicamente para el mapa de 2020 y no se evaluó la precisión en los otros mapas, debido a la dificultad o imposibilidad de adquirir información de terreno e imágenes de alta resolución para los años anteriores. Sin embargo, se realizó el mismo método de clasificación utilizado para el 2020, por lo que la precisión de los mapas debe ser similar.

2.3.4 Análisis de cambio

La evaluación de los cambios en la cobertura de manglares se llevó a cabo en cuatro periodos: 1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020. Esta metodología cuantifica los cambios asociados a las coberturas en el paisaje utilizando una comparación entre fechas posterior a la clasificación de las imágenes, donde se genera una matriz de tabulación cruzada (Jensen, 2005). Es una de las técnicas más utilizadas, que proporciona información sobre los cambios entre coberturas (Jensen, 2005, Aldwaik y Pontius 2013).

La matriz de transición entre categorías de cobertura se calculó utilizando funciones de superposición en ArcGIS Pro-2.8. Esta matriz es una tabla de arreglos simétricos que, en el eje horizontal, contiene las categorías de vegetación y uso de suelo para la primera fecha y en el eje vertical la información de la fecha 2 (Cuadro 2.2). Por su parte, la diagonal de la matriz representa la superficie que permaneció sin cambios durante el período evaluado. El resto de las celdas muestran la superficie que experimenta cambios hacia otras categorías. A partir de las matrices de cambio, se estimaron el cambio total, el cambio neto, la ganancia, la pérdida y la estimación del intercambio entre coberturas del manglar hacia otras categorías.

Cuadro 2.2. Matriz de tabulación cruzada general para comparar los cambios de dos mapas en el tiempo

		Fecha 2				Suma total fecha 1 (P _{i+})	Pérdida (L _i)	Cambio total
		Cat 1	Cat 2	Cat 3	Cat 4			
Fecha 1	Cat 1	P ₁₁	P ₁₂	P ₁₃	P ₁₄	P ₁₊	P ₁₊ -P ₁₁	=L+G
	Cat 2	P ₂₁	P ₂₂	P ₂₃	P ₂₄	P ₂₊	P ₂₊ -P ₁₁	
	Cat 4	P ₃₁	P ₃₂	P ₃₃	P ₃₄	P ₃₊	P ₃₊ -P ₁₁	
	Cat 4	P ₄₁	P ₄₂	P ₄₃	P ₄₄	P ₄₊	P ₄₊ -P ₁₁	
	Suma total fecha 2	P ₊₁	P ₊₂	P ₊₃	P ₊₄	1		
Ganancia (G _j)		P ₊₁ -P ₁₁	P ₊₂ -P ₂₂	P ₊₃ -P ₃₃	P ₊₄ -P ₄₄			

*Fuente: Pontius et al. (2004).

El intercambio (Int) es el proceso en que la pérdida de una categoría, en este caso el manglar, en un lugar, está acompañada por una ganancia simultánea en otra ubicación. Se calcula como dos veces el valor mínimo de las ganancias y pérdidas (Ecuación 1):

$$Int = 2 + MIN(P_{i+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj}) \quad (\text{Ecuación 1})$$

Para estimar la ganancia (G_j), la cual es la diferencia del área total de la categoría j en la fecha 2 (P_{+j}) y la persistencia expresada en la diagonal de la matriz (P_{jj}), se utiliza la Ecuación 2:

$$G_j = (P_{+j}) - (P_{jj}) \quad (\text{Ecuación 2})$$

La pérdida (L_{ij}) es la diferencia entre el área total de una categoría i en la fecha 1 (P_{i+}) y la persistencia:

$$(P_{jj}), L_{ij} = (P_{i+}) - (P_{jj}) \quad (\text{Ecuación 3})$$

Se calculó la tasa de cambio anual para los cuatro períodos (1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020), según la ecuación (Ecuación 4) propuesta por la FAO (1996):

$$t = \left(\frac{S_1 - S_2}{S_1} \right)^{1/n} \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde:

t es la tasa de cambio.

S_1 y S_2 son las superficies de suelo en la fecha inicial y final, respectivamente.

n es la variable equivalente a la duración del período evaluado.

Un valor de t negativo indica una disminución de la cobertura y uno de t mayor que cero implica un aumento en la cobertura. Esta ecuación proporciona un punto de referencia para comparar cambios que no son sensibles a los diferentes períodos de tiempo.

2.4 Resultados

2.4.1 Cambios de cobertura

El cambio en la cobertura de manglares se analizó durante un período de 39 años (1981-2020), considerando cinco periodos de tiempo: 1981, 2005, 2010, 2015 y 2020 (Figura 2.2). La extensión del área de bosques de manglares disminuyó en 8,450 ha netas entre 1981 y 2005. En el período de 2005-2010, la tendencia cambia y tiene una ganancia neta de 2,698 ha; continúa la tendencia en el siguiente período con un aumento de 5,240 ha de 2015 a 2020 (Cuadro 2.3). Para 1981, los manglares constituyen la cuarta categoría de cobertura del área, mientras que, para el resto de los años, es la quinta (Cuadro 2.3).

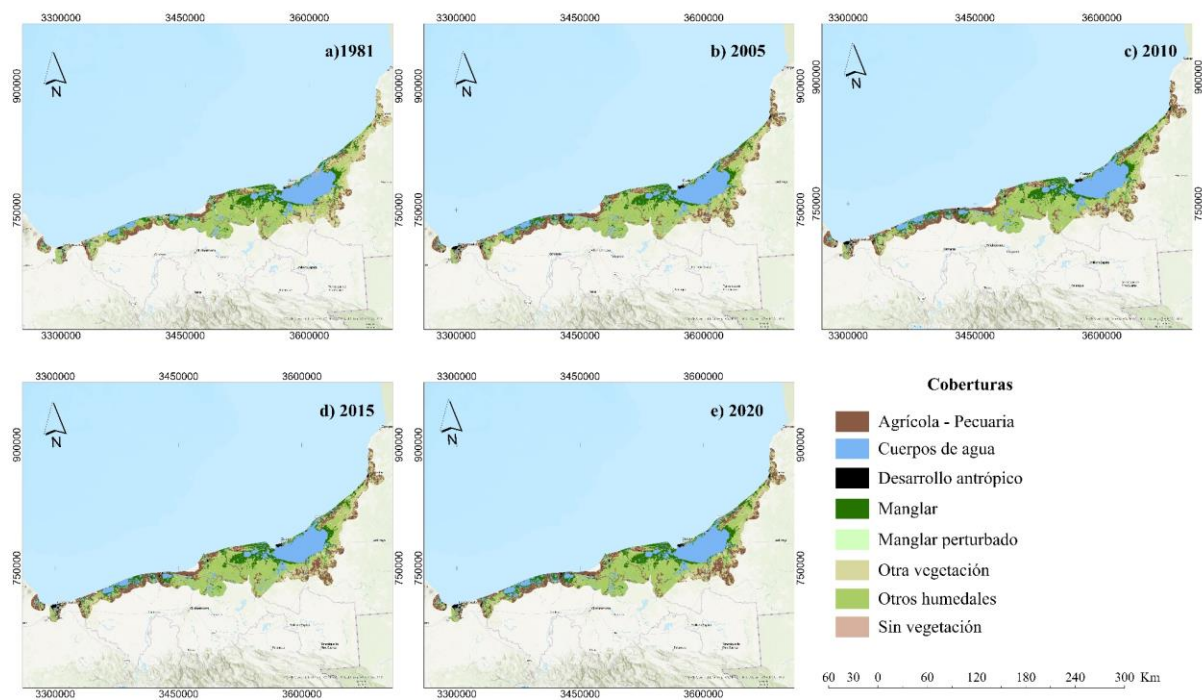


Figura 2.2. Clasificación de la cobertura de las ocho clases en la llanura costera del Golfo de México en a)1980, b)2005, c)2010, d)2015 y e)2020.

Las mayores transformaciones se presentaron de 1981 a 2005 (Cuadro 2.4), la cobertura agrícola-pecuaria presentó las mayores ganancias (58,482 ha) por el intercambio de áreas con la cobertura de otra vegetación, otros humedales y manglares, principalmente. Por el contrario, la cobertura de otra vegetación fue la que presentó las mayores pérdidas (66,645 ha), seguida de los manglares (8,450 ha). En los periodos de 2005-2010 y 2010-2015, la cobertura de agrícola-pecuaria continúa con las mayores ganancias con 9,163.87 ha y 3,192.48 ha, respectivamente; mientras que la cobertura de otra vegetación es la que presenta las mayores pérdidas, con 10,115.81 ha para el periodo de 2005-2010 y otros humedales para el periodo de 2010-2015 con 9,844 ha (Cuadro 2.4).

Cuadro 2.3. Coberturas identificadas y clasificadas en la llanura costera del Golfo de México en hectáreas y porcentaje.

Cobertura	1981		2005		2010		2015		2020	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Agrícola - Pecuaria	179,203	12.72	237,685	16.88	246,849	17.53	250,041	17.75	253,191	17.98
Cuerpos de agua	259,679	18.44	270,476	19.21	271,186	19.26	276,505	19.63	275,204	19.54
Desarrollo antrópico	11,736	0.83	25,776	1.83	27,980	1.99	30,518	2.17	34,265	2.43
Manglar	181,803	12.91	173,353	12.31	172,210	12.23	174,908	12.42	180,148	12.79
Manglar perturbado	17	0.001	127	0.01	560	0.04	1,642	0.12	803	0.06
Otra vegetación	288,995	20.52	222,350	15.79	212,234	15.07	207,092	14.71	198,199	14.07
Otros humedales	481,247	34.17	476,964	33.87	475,755	33.78	465,911	33.08	464,639	32.99
Sin vegetación	5,611	0.40	1,560	0.11	1,518	0.11	1,673	0.12	1,842	0.13
Total	1,408,291	100	1,408,291	100	1,408,291	100	1,408,291	100	1,408,291	100

Cuadro 2.4. Variaciones de pérdidas y ganancias de las coberturas en la llanura costera del Golfo de México en los periodos de 1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020.

Cobertura	1981-2005		2005-2010		2010-2015		2015-2020	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Agrícola - Pecuaria	-58,482	-4.15	-9,164	-0.65	-3,192	-0.23	-3,149	-0.22
Cuerpos de agua	-10,797	-0.77	-710	-0.05	-5,319	-0.38	1,301	0.09
Desarrollo antrópico	-14,040	-1.00	-2,204	-0.16	-2,538	-0.18	-3,747	-0.27
Manglar	8,450	0.60	1,144	0.08	-2,698	-0.19	-5,240	-0.37
Manglar perturbado	-110	-0.01	-433	-0.03	-1,082	-0.08	838	0.06
Otra vegetación	66,645	4.73	10,116	0.72	5,142	0.37	8,894	0.63
Otros humedales	4,282	0.30	1,209	0.09	9,844	0.70	1,273	0.09
Sin vegetación	4,051	0.29	42	0.00	-155	-0.01	-169	-0.01

*Los datos negativos representan ganancias y los positivos pérdidas.

Para el periodo 2015-2020, los manglares presentan las mayores ganancias (5,240 ha adicionales) y otra vegetación las mayores pérdidas (8,894 ha perdidas; Cuadro 2.4). La cobertura de cuerpos de agua presentó las mayores ganancias en porcentaje de área, pasó del 12.72% en 1981 a 17.98% en 2020. Otra cobertura que mantiene su incremento constante es la antrópica que, para 1981, tenía el 0.83% del área total y para 2020 el 2.43% del área total, con un incremento neto de 1.60%. La cobertura de otra vegetación presentó las mayores pérdidas (6.45%), pasó de ocupar el 20.52% en

1981 a 14.07% en 2020 (Cuadro 2.4). Además, los manglares mantienen estables entre 1981 y 2020, con una pérdida neta de solo un 0.12%. La mayor parte de las transformaciones del área de estudio se dan fuera del bosque de manglar, principalmente, en las coberturas de agrícola-pecuaria, otros humedales y otra vegetación.

Los manglares perdieron superficie en los periodos 1981-2005 y 2005-2010 a una tasa de 0.20 y 0.13 (Cuadro 2.5), respectivamente; mientras que ganaron superficie en los siguientes dos periodos de análisis. Así mismo, la cobertura agrícola-pecuaria presentó un aumento considerable de extensión en el periodo 1981-2005 con una tasa de -1.18; mientras que la cobertura de otra vegetación presentó las mayores pérdidas a una tasa de 1.09 para el periodo 1981-2005.

Cuadro 2.5. Estimaciones de las tasas de cambio anual en los cuatro periodos de tiempo en la llanura costera del Golfo de México.

Cobertura	1981-2005	2005-2010	2010-2015	2015-2020
Agrícola - Pecuaria	-1.18	-0.76	-0.26	-0.25
Cuerpos de agua	-0.17	-0.05	-0.39	0.09
Desarrollo antrópico	-3.33	-1.65	-1.75	-2.34
Manglar	0.20	0.13	-0.31	-0.59
Otra vegetación	1.09	0.93	0.49	0.87
Otros humedales	0.04	0.05	0.42	0.05
Sin vegetación	5.19	0.55	-1.97	-1.95

* Los números positivos indican pérdidas y los negativos ganancias.

2.4.2 Transiciones de cambio de las coberturas

Las matrices de transición (Cuadro 2.6, 2.8, 2.10 y 2.12) y las intensidades de cambios (Cuadro 2.7, 2.9, 2.11 y 2.13), para los periodos 1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020, proporcionan datos de las transiciones entre las ocho clases de coberturas de este estudio. Entre 1981-2005, la cobertura otra vegetación fue la que mayores cambios totales presentó (175,869 ha) con 121,257 ha de pérdida y 54,612 ha de ganancias (Cuadro 2.6); su transformación fue, principalmente, hacia la cobertura agrícola-pecuaria (80,939 ha) y otros humedales (32,109 ha). Mientras que la cobertura agrícola-pecuaria es la que presentó las mayores ganancias de áreas (105,438 ha), la mayoría proveniente de otra vegetación (80,939 ha), otros humedales (19,401 ha) y manglares (2,957 ha).

Cuadro 2.6. Matriz de transición para las coberturas en hectáreas evaluadas en el periodo 1981-2005, en la llanura costera del Golfo de México.

Coberturas	AP	CA	DA	Mg	Mp	OV	OH	SV	Total 1981
AP	132,247	398	5,103	962	0	27,124	13,294	76	179,203
CA	668	254,344	407	654	0	537	2,920	148	259,679
DA	604	62	10,372	49	0	368	267	13	11,736
Mg	2,957	1,324	753	153,223	109	5,879	17,429	129	181,803
Mp	0	0	0	2	14	0	0	0	17

OV	80,939	501	5,684	1,791	2	167,738	32,109	230	288,995
OH	19,401	10,861	2,936	16,639	1	20,461	410,819	128	481,247
SV	871	2,987	519	32	0	242	125	836	5,611
Total 2005	237,685	270,476	25,776	173,353	127	222,350	476,964	1,560	1,408,291

Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA= Desarrollo antrópico; Mg: Manglares; Mp=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; O= Otros, OH= Otros humedales; SV= Sin vegetación.

En el mismo período, la cobertura de desarrollo antrópico aumentó su área en 120% (15,403 ha), por la transformación de otra vegetación (5,684 ha), agrícola-pecuario (5,103 ha), otros humedales (2,936 ha) y manglares (753 ha), principalmente (Cuadro 2.6). Los manglares presentaron un intercambio de 57,160 ha, con 28,580 ha de pérdidas y 20,130 ha de ganancias, por lo que la pérdida neta en el período es de 8,450 ha (Cuadro 2.7). Sin embargo, en las transiciones (Cuadro 2.6) se puede observar que los mayores intercambios se dieron con la cobertura de otros humedales con una ganancia de 16,639 ha y una pérdida de 17,429 ha respectivamente. Las ganancias se ubicaron, principalmente, en los márgenes del sistema lagunar Carmen-Pajonal-Machona y laguna La Redonda; las pérdidas en los márgenes de las lagunas Mecoacan, Chiltepec y Santa Anita, pertenecientes a la zona costera del estado de Tabasco.

Cuadro 2.7. Componentes de cambio en hectáreas en el período 1981-2005 para la llanura costera del Golfo de México.

Coberturas	Pérdidas	Ganancias	Cambio neto	Cambio total	Intercambios	Persistencia
Agrícola – Pecuaria	46,957	105,438	58,482	152,395	93,913	132,247
Cuerpos de agua	5,335	16,132	10,797	21,466	10,669	254,344
Desarrollo antrópico	1,363	15,403	14,040	16,767	2,727	10,372
Manglar	28,580	20,130	-8,450	48,710	57,160	153,223
Manglar perturbado	2	113	110	115	5	14
Otra vegetación	121,257	54,612	-66,645	175,869	242,514	167,738
Otros humedales	70,427	66,145	-4,282	136,572	140,854	410,819
Sin vegetación	4,775	724	-4,051	5,500	9,551	836

Para el período de 2005-2010, los cambios y transiciones más fuertes se dieron entre las coberturas: otra vegetación, otros humedales, agrícola-pecuaria y manglares (Cuadro 2.8 y 2.9). En este período, la cobertura otra vegetación disminuyó y se transformó a agrícola-pecuaria (15,190ha), otros humedales (11,419 ha) y manglares (1,683 ha), principalmente (Cuadro 2.8). Durante este período, la clase de agrícola-pecuaria continuó como la cobertura con las mayores ganancias de área (27,033 ha), producto de la ganancia de áreas de otra vegetación y otros humedales, principalmente (Cuadro 2.8). La cobertura de manglares en términos de cambios netos no presenta un cambio importante (1,144 ha), sin embargo, sí se considera desde el cambio total (11,090 ha), las mayores

transformaciones se presentan por la pérdida hacia otros humedales (3,040 ha) y otra vegetación (1,495 ha), la recuperación de áreas de otros humedales (2,889 ha) y otra vegetación (1,683 ha).

Cuadro 2.8. Matriz de transición para las coberturas en hectáreas evaluadas en el período 2005-2010, en la llanura costera del Golfo de México.

Coberturas	AP	CA	DA	Mg	Mp	OV	OH	SV	Total 2005
AP	219,816	305	1,089	213	3	6,851	9,305	104	237,685
CA	447	267,581	49	150	0	222	1,936	91	270,476
DA	116	30	25,583	21	0	14	11	0	25,776
Mg	343	648	106	167,236	473	1,495	3,040	12	173,353
Mp	1	26	0	11	81	2	5	0	127
OV	15,190	131	504	1,683	2	193,363	11,419	57	222,350
OH	10,845	2,431	543	2,889	1	10,242	449,983	29	476,964
SV	90	33	106	6	0	45	56	1,224	1,560
Total 2010	246,849	271,186	27,980	172,210	560	212,234	475,755	1,518	1,408,291

Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA= Desarrollo antrópico; Mg: Manglares; Mp=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; O= Otros, OH= Otros humedales; SV= Sin vegetación.

Cuadro 2.9. Componentes de cambio en hectáreas en el período 2005-2010 en la llanura costera del Golfo de México.

Coberturas	Pérdidas	Ganancias	Cambio neto	Cambio total	Intercambios	Persistencia
Agrícola – Pecuaria	17,869	27,033	9,164	44,902	35,738	219,816
Cuerpos de agua	2,895	3,605	710	6,500	5,790	267,581
Desarrollo antrópico	193	2,397	2,204	2,590	386	25,583
Manglar	6,117	4,973	-1,144	11,090	12,234	167,236
Manglar perturbado	46	478	433	524	91	81
Otra vegetación	28,987	18,871	-10,116	47,857	57,973	193,363
Otros humedales	26,981	25,772	-1,209	52,753	53,962	449,983
Sin vegetación	336	293	-42	629	671	1,224

Entre 2010 y 2015, 18,971 ha de otra vegetación y 15,309 ha de otros humedales se convirtieron en áreas agrícolas-pecuarias (Cuadro 2.10). La cobertura de otra vegetación perdió 34,877 ha y en el mismo período recuperó 29,735 ha (Cuadro 2.11), de estas, las pérdidas fueron agrícola-pecuaria, otros humedales y manglares, principalmente (Cuadro 2.10). Otros humedales ganaron 9,778 ha de áreas agrícolas-pecuarias, 13,353 ha de otra vegetación y perdió áreas hacia agrícolas pecuarias, cuerpos de agua, manglares y otra vegetación primariamente (Cuadro 2.10). Además, los manglares permanecieron prácticamente sin cambios en el área total en este período, con un cambio neto 2,698 ha (Cuadro 2.11).

Cuadro 2.10. Matriz de transición para las coberturas en hectáreas evaluadas en el período 2010-2015 en la llanura costera del Golfo de México.

Coberturas	AP	CA	DA	Mg	Mp	OV	OH	SV	Total 2010
AP	215,283	524	1,962	489	23	18,754	9,778	35	246,849

CA	149	267,562	24	806	63	178	2,242	163	271,186
DA	147	92	27,409	39	5	191	90	7	27,980
Mg	129	1,114	58	168,109	869	385	1,478	69	172,210
Mp	0	2	0	48	272	0	238		560
OV	18,971	367	685	1,478	3	177,357	13,353	19	212,234
OH	15,309	6,743	346	3,927	396	10,206	438,695	132	475,755
SV	53	101	34	13	11	20	36	1,249	1,518
Total 2015	250,041	276,505	30,518	174,908	1,642	207,092	465,911	1,673	1,408,291

Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA= Desarrollo antrópico; Mg= Manglares; Mp=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; O= Otros, OH= Otros humedales; SV= Sin vegetación.

Cuadro 2.11. Componentes de cambio en hectáreas en el período 2010-2015 en la llanura costera del Golfo de México.

Coberturas	Pérdidas	Ganancias	Cambio neto	Cambio total	Intercambios	Persistencia
Agrícola – Pecuaria	31,566	34,758	3,192	66,324	63,131	215,283
Cuerpos de agua	3,624	8,943	5,319	12,568	7,249	267,562
Desarrollo antrópico	570	3,108	2,538	3,678	1,140	27,409
Manglar	4,101	6,799	2,698	10,901	8,202	168,109
Manglar perturbado	288	1,370	1,082	1,658	575	272
Otra vegetación	34,877	29,735	-5,142	64,612	69,753	177,357
Otros humedales	37,060	27,216	-9,844	64,276	74,120	438,695
Sin vegetación	269	424	155	693	538	1,249

Entre 2015-2020, los cambios netos de las coberturas fueron mínimos (Cuadro 2.12); los mayores cambios netos los presentaron otra vegetación con la pérdida neta de 8,894 ha y los manglares con una ganancia neta de 5,240 ha (Cuadro 2.12). El área de agrícola-pecuaria aumentó por la ganancia de áreas de otra vegetación (15,061 ha) y otros humedales (8,642 ha). Por su parte, la cobertura de otra vegetación presentó una pérdida de 28,604 ha, por 19,710 ha de ganancia. Las pérdidas fueron impulsadas por la transformación hacia áreas agrícolas pecuarias, otros humedales, manglares y desarrollo antrópico, principalmente. Para este período, los manglares perdieron 1,775 ha que se transformaron a otros humedales, además de pérdidas hacia otra vegetación (2,803 ha) y cuerpos de agua (892 ha). También, tuvieron una ganancia de 6,731 ha por la transformación de la cobertura de otros humedales hacia manglares (Cuadro 2.12).

Cuadro 2.12. Matriz de transición para las coberturas en hectáreas evaluadas en el período 2015-2020, en la llanura costera del Golfo de México

Coberturas	AP	CA	DA	Mg	Mp	OV	OH	SV	Total 2010
AP	22,8715	697	2922	1,142	6	11,498	4,976	86	250,041
CA	228	268,740	80	1,340	2	220	5,445	451	276,505
DA	262	81	29463	200	1	258	231	22	30,518
Mg	253	892	152	168,534	465	1,775	2,803	34	174,908
Mp	1	39	3	769	198	12	620	0	1,642
OV	15,061	220	925	1,416	63	178,488	10,842	77	207,092
OH	8,642	4,388	648	6,731	68	5,882	439,504	48	465,911

SV	29	148	72	16	67	218	1,125	1,673
Total 2015	253,191	275,204	34,265	180,148	803	198,199	464,639	1,842 1,408,291

Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA= Desarrollo antrópico; Mg: Manglares; Mp=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; O= Otros, OH= Otros humedales; SV= Sin vegetación.

Cuadro 2.13. Componentes de cambio en hectáreas en el período 2015-2020, en la llanura costera del Golfo de México.

Coberturas	Pérdidas	Ganancias	Cambio neto	Cambio total	Intercambios	Persistencia
Agrícola – Pecuaria	21,326	24,476	3,149	45,802	42,653	228,715
Cuerpos de agua	7,765	6,464	-1,301	14,230	15,531	268,740
Desarrollo antrópico	1,055	4,802	3,747	5,857	2,110	29,463
Manglar	6,374	11,614	5,240	17,989	12,749	168,534
Manglar perturbado	1,444	605	-838	2,049	2,887	198
Otra vegetación	28,604	19,710	-8,894	48,315	57,209	178,488
Otros humedales	26,407	25,135	-1,273	51,542	52,814	439,504
Sin vegetación	549	718	169	1,266	1,097	1,125

Durante el período de estudio de 39 años, la cobertura de otra vegetación experimentó las mayores transiciones en los cuatro períodos evaluados y perdió el 31.4% de su cobertura inicial. La mayor parte de sus pérdidas se dieron hacia la categoría de agrícola-pecuaria, otros humedales en menor medida por manglares y desarrollo antrópico. Por el contrario, la cobertura agrícola-pecuaria fue la que mayor área ganó con 41.3% de su área inicial, por la conversión de áreas de otra vegetación, otros humedales y manglares, principalmente. Las coberturas de cuerpos de agua y desarrollo antrópico fueron las que experimentaron las menores transiciones, al mantener más del 95% de persistencia en cada uno de los cuatro períodos. De 1981 a 2020, el manglar presentó una recuperación de casi la proporción inicial de bosques de manglares.

Para 2020, la superficie de manglares representa el 99% del área neta para 1981, lo que implica una pérdida neta de 1,656 ha en el período de estudio. Sin embargo, incluso si las coberturas antrópicas como la agrícola-pecuaria y desarrollo antrópico no reemplazaron el bosque de manglar, se observa una tendencia general de antropización en el área de estudio, más pronunciado sobre las coberturas de otros humedales y otra vegetación.

2.5 Discusión

La clasificación de las coberturas, a partir de datos existentes apoyados con imágenes Landsat de 1981, 2005, 2010, 2015 y 2020, da una idea de los cambios que han ocurrido en 39 años en el área de estudio. En términos de resultados, los cambios de la cobertura de manglares presentan pérdidas de 8,450 ha netas en el período de 1981-2005 y de 1,144 ha de 2005-2010. Para el período de 2010-2015, registra un incremento neto de 2,698 ha y 5,240 ha para 2015-2020, aunque no se tienen

estimaciones previas para el área de estudio, los resultados son consistentes con otros estudios de cambios de cobertura de manglares que registran incrementos netos de área de manglares (Misra et al. 2015, Valderrama et al. 2014, Islam et al. 2019, López-Angarita et al. 2018).

En un estudio realizado a nivel país en México, comparando las coberturas de 1970 a 2005, encontraron una ganancia de 3,047 ha de manglares para Tabasco y una pérdida de 17,425 ha para Campeche (Valderrama et al. 2014). Estos resultados son congruentes con las dinámicas de cambio observadas, donde, a nivel de toda el área de estudio, presenta pérdidas netas de áreas de manglar para el período de 1981-2005, pero en la revisión a detalle en el mismo período, los manglares en la zona costera de Tabasco presentaron más ganancias que pérdidas; mientras que, para los manglares de la zona costera de Campeche, tienen mayores pérdidas que ganancias.

En el análisis multitemporal, se encontró que los mayores intercambios de cobertura de manglares se dieron en el período de 1981-2018. En este período, se perdieron 28,580 ha, y estas pérdidas estaban fuertemente asociadas a la transformación hacia áreas de humedales y otra vegetación; en menor medida, a cuerpos de agua, áreas agrícola-pecuaria y desarrollo antrópico. Uno de los principales factores que podrían explicar estas modificaciones de la cobertura en dicho período son los incendios que fueron comunes en la década de los años noventa. Estos incendios se salían de control y desaparecían grandes extensiones de vegetación nativa, principalmente, manglares, humedales y vegetación arbórea (CONABIO, 1998). En su mayoría, fueron incendios provocados por las prácticas agrícolas y de alimentación tradicionales de la zona de estudio. El paisaje, además, presenta una fuerte transformación anterior a 1980 por la importancia de la actividad petrolera en la región (Avalos et al. 2021). Donde se priorizó la inversión y el desarrollo de infraestructura, así como una actividad económica dependiente de esta actividad industrial.

En este mismo período de 1981-2005, se dio un aumento de 20,130 ha de manglares, principalmente asociado al sistema lagunar Carmen-Pajonal-Machona y laguna la Redonda en el estado de Tabasco. Una de las posibles explicaciones de estas ganancias podría deberse a la construcción de más de 80 km de canales al interior de ríos y lagunas para la comunicación interlagunar en el desarrollo de las actividades de extracción de gas y petróleo en la región (Zavala, 1988). Debido a la apertura de la barra del litoral Barra de Panteones en 1975, lo que ocasionó cambios en el sistema lagunar y áreas vecinas. Además, el dragado de la Barra de Tupilco por donde entraron grandes volúmenes de agua salada, lo que provocó la formación de nuevos cuerpos de agua y la salinización de más de 60, 000 ha de suelo (Zavala, 1988; Ortiz y Peña, 1993).

Este proceso de salinización ocurre a escala global (Herbert et al. 2015), relacionado con el aumento del nivel del mar o con actividades antropogénicas (Pelage et al. 2019). Además, el complejo deltaico de Tabasco está sujeto a un proceso de subsidencia generalizado, por lo que presenta un avance de la

línea de costa hacia el continente, con efectos en la erosión de la línea de costa, la intrusión de agua marina con el consecuente avance de las áreas inundadas. Esta intrusión ha dado origen a la formación de suelos salinos, lo que aumenta la presencia de especies halófitas, colonizando nuevos espacios o ampliándose a la antigua distribución del manglar (Ortiz, et al. 2005).

Las pérdidas netas del área de manglares de 1981 a 2020 fue de 1,656 ha que es menos del 0.12% del área total que se tenía en 1981. Sin embargo, durante los cuatro períodos, presentó transiciones de pérdidas y ganancias, principalmente, de intercambios con la cobertura de otros humedales, otra vegetación, agrícola-pecuario, cuerpos de agua y, en menor medida, desarrollo antrópico. Una dinámica importante de recuperación está asociada a cambios regionales ocasionados por la salinización derivada de la apertura de la barra de panteones en 1975 que facilitó la intrusión marina (Zavala 1988, Tudela 1989). Así como el abandono de áreas dedicadas a la industria del petróleo, que son colonizados por manglares o humedales. Las áreas de humedales y cuerpos de agua son actualmente las coberturas predominantes alrededor del manglar, por lo que la dinámica de cambio de estas dos coberturas afectaría indirectamente a los bosques de manglar.

Otra de las actividades que influyen en el paisaje son las actividades de la industria petrolera, las cuales también tienen asociadas una fuerte migración de la zona rural-urbana, desempleo y confusión ocupacional (Ramos-Muñoz et al. 2019). Esta actividad es particularmente influyente en las comunidades locales, las cuales se ven más afectadas e indirectamente amenazan las coberturas de manglares, otros humedales y otra vegetación. Por su parte, en el delta de Nigeria, las actividades petroleras han provocado un agotamiento de las tierras agrícolas, mermaron la economía, redujeron el acceso de los agricultores a la tierra y producción de alimentos, además, aumentaron la emigración en busca de medios de subsistencia, ejerciendo presiones sobre los recursos naturales (Onyena y Sam 2020).

En el área de estudio, los caminos a los pozos petroleros han facilitado el acceso a la conversión de áreas de manglares por incendios, introducción de pastos y extracción de madera selectiva. Además, las áreas ocupadas por los campos petroleros han modificados la hidrología superficial, estos cambios afectan a los manglares debido a un hidroperíodo prolongado, cambios de marea y salinidad (Domínguez-Domínguez et al. 2019). No obstante, las áreas que han cambiado su cobertura para las actividades de la industria petrolera en la zona son puntuales; de manera indirecta han generado procesos que podrían incrementar las amenazas por la apertura de caminos y canales que sirven como rutas de acceso a zonas que eran inaccesibles para otro tipo de actividades como tala, incendios, extracción de madera e incorporar áreas a las actividades ganaderas (Domínguez, et al. 2011). Sin embargo, estas presiones indirectas no se consideran y no se han medido para determinar la influencia en las dinámicas de cambio en la cobertura de manglares.

Otro cambio importante observado es el aumento del área agrícola-pecuaria en los cuatro períodos evaluados; es la categoría de cobertura que más área ganó en toda la zona de estudio. Esta ganancia puede atribuirse a causas socioeconómicas; dichas actividades tienen beneficios monetarios o son de subsistencia. Así mismo, la mayoría de las áreas transformadas a esta cobertura está asociada a la pérdida de áreas de otros humedales y otra vegetación. En el lugar de estudio, las zonas inundables son usadas para pastizales en la temporada de secas, lo que permite la ganadería extensiva, esto determina que la actividad sea de tipo estacional (Palma et. al. 1985).

La ganadería extensiva es una de las actividades productivas más extendidas en la zona. Por lo que también se encuentra en cada período evaluado una pérdida y una recuperación de área proporcional de áreas de humedales y vegetación arbórea inundable; esta dinámica se presenta porque, al incorporar estas áreas inundables a actividades pecuarias, la rentabilidad es baja y son abandonados con frecuencia (Domínguez, et al. 2011). El avance de la frontera agrícola-pecuaria en la zona se ha detenido en la planicie de inundación lagunar, que es correspondiente a los límites de distribución del manglar en el área, por lo que es posible que las condiciones geomorfológicas de la región funcionen como una barrera para la conversión de estas áreas hacia fines productivos agrícolas y pecuarios.

La cobertura de otra vegetación fue la que presentó las mayores pérdidas en los 39 años de estudio, esto fue asociado, principalmente, a la transformación a áreas agrícola-pecuarias; como se discutió antes, estas áreas generan beneficios económicos o de subsistencia. También presentó grandes variaciones en favor de áreas de humedales, influenciado por los incendios y la salinización de los suelos. Por lo tanto, es probable que cualquier área de otra vegetación talada para actividades agrícolas o pecuarias sea reemplazada en el futuro por áreas de humedales, posterior al abandono de las actividades económicas.

Uno de los cambios más importantes es el aumento gradual de la cobertura desarrollo antrópico desde 1981 a 2020, este crecimiento tiene implicaciones por el aumento de la población, lo que influye en la demanda de áreas para construcción de asentamientos humanos, la construcción de caminos y el desarrollo de infraestructura de forma desordenada a lo largo de la zona costera (Cruz et al. 2019). Además de causar una intensa presión sobre los recursos disponibles, por el aumento de la agricultura y la pesca.

Por ejemplo, en el área de estudio, las zonas costeras de las playas Bonita, Sabancuy y Nuevo Campechito están amenazadas por el desarrollo de infraestructura, cambios de uso de suelo y construcción de zonas recreativas, que están provocando erosión, pérdida de ecosistemas costeros y cambios en la dinámica de transporte de sedimentos (Ramírez-Vargas et al. 2019). Esto se repite en otras áreas de la zona de estudio, donde la ampliación de los puertos de dos Bocas y la construcción de la refinería Olmeca, ambas en el municipio de Paraíso, tendrán efectos asociados por el desarrollo

de las actividades industriales. Al respecto, en un estudio sobre la antropización de las costas en México, categorizaron el área de la zona costera del Golfo de México como una de las que tiene el mayor porcentaje de áreas de alta antropización, con áreas con ausencia de ecosistemas naturales, altas tasas de crecimiento poblacional, así como actividades a gran escala relacionadas con la industria petrolera (Cruz et al. 2019).

Aunque las actividad agrícola-ganadera no tenga una participación fuerte en los cambios en la cobertura de los manglares, es de importancia por su potencial modificador. Es uno de los principales impulsores de la región por el crecimiento de la frontera agrícola-pecuaria, que disminuye las coberturas naturales, modificando el uso del suelo. La mayor parte del área de estudio tiene una densidad de población baja, pocas industrias de alto impacto, a excepción de petróleos mexicanos, así como factores culturales similares que ayudarían a tener un plan conjunto de manejo. Sin embargo, existe una falta de interés coordinado de las estructuras de gobierno que ha dado como resultado una gestión limitada e ineficaz de la zona costera. Además, la visión de los departamentos de gobierno está limitada a cada sector por separado, como la pesca, extracción de petróleo, transporte, desarrollo urbano, agricultura, ganadería y turismo (Rivera-Arriaga y Villalobos-Zapata 2005).

Los estudios de monitoreo de manglares a nivel nacional han evidenciado cambios positivos cuantificables en los manglares de la región (Valderrama Landeros et al. 2017)(Valderrama Landeros et al. 2017)(Valderrama Landeros et al. 2017). Sin embargo, no se explica si tienen cambios aleatorios o sistemáticos, tampoco se explican los procesos naturales o antropogénicos que son las causas de estos cambios. En este sentido, valdría la pena realizar análisis futuros a detalle para conocer el motivo de estas discrepancias en cuanto a las tendencias actuales de deforestación y pérdida de cobertura arbórea.

Se han esbozado algunos factores asociados a los cambios en los manglares (Domínguez-Domínguez et al. 2011, Hernández Melchor et al. 2017, Tovilla Hernández et al. 2013), como la extracción de leña, madera para carbón, pesca, actividades agrícolas y pecuarias, apertura de canales de navegación y caminos, así como extracción de hidrocarburos, pero la importancia de cada uno de ellos no se ha estimado. No obstante, en la historia del uso del suelo de la región, varios factores han influido en el diseño del paisaje actual; algunos de ellos naturales como las inundaciones y otros de origen antrópico como el sobrepastoreo, agricultura y la explotación petrolera. Estos factores han participado en distintas intensidades y magnitudes, en diferentes épocas y períodos de desarrollo de la región. A pesar de que la región está poco poblada en grandes áreas, las actividades como la expansión de canales y caminos no pavimentados facilitan el acceso al ecosistema de manglar y otras coberturas naturales.

Las transiciones observadas en los cambios de cobertura del manglar en la región presentan causas subyacentes que impulsan a las causas próximas. La principal son los factores políticos e institucionales relacionados con los factores económicos y culturales. Los planes de desarrollo regional y local están dirigidos al desarrollo económico de la zona costera (Carrillo Anzures et al. 2018, Isaac-Márquez 2021); las políticas favorecen el establecimiento de plantaciones agrícolas como la palma de aceite que conduce a los cambios en la cobertura de los humedales, otra vegetación y manglar.

Con los cambios del patrón del uso del suelo, los fragmentos de bosques de manglar, humedales y otra vegetación pueden variar su calidad de hábitat o estar sujetos a procesos de degradación. Por lo que los planes de desarrollo local y regional deberían tener en cuenta las características ecológicas de los humedales costeros y manglares, con el fin de proponer criterios para contrarrestar las presiones antropogénicas, para un sistema más efectivo de gobernanza ambiental de la zona costera en favor de la sostenibilidad a largo plazo de la llanura costera del Golfo de México. Además, se debe prestar atención a la protección de los humedales, selvas bajas inundables y pastizales inundables, optimizando el patrón del paisaje y poniendo atención en equilibrar los beneficios del desarrollo económico e industrial de la zona costera con la protección de las coberturas naturales como los manglares.

2.6 Conclusiones

La investigación ha integrado el uso de cartografía existente, técnicas de percepción remota y SIG, lo que ha permitido evaluar y cuantificar los cambios en las coberturas clasificadas y, por tanto, contribuir a una mejor comprensión de los procesos de cambio. Por lo que la conclusión general es que la llanura costera del Golfo del Sur de México ha tenido cambios importantes en el paisaje entre 1981 a 2020. Durante este intervalo de 39 años, el área ha experimentado una disminución de coberturas naturales como humedales y otra vegetación, por el contrario, un aumento fuerte de la cobertura agrícola-pecuaria y desarrollo antrópico.

Es probable que las coberturas de otra vegetación y humedales continúen disminuyendo por el crecimiento de la población, asentamientos humanos junto con la demanda de tierras para cultivo de alimentos y el crecimiento de las actividades agropecuarias. Los cambios observados que han tenido lugar los últimos 39 años son un reflejo de la influencia de las políticas económicas nacionales y locales. La mayoría de las tierras perdidas de las coberturas de otra vegetación, otros humedales y manglares se transformaron a tierras agrícolas-pecuarias y desarrollo antrópico. Así mismo, las tendencias y mapas de la cobertura de las ocho clases son una línea base para evaluar los efectos de los factores socioeconómicos, demográficos y ambientales en el cambio en la cobertura.

Este estudio proporciona información sobre los cambios en la cobertura de manglares y clases asociadas para entender los cambios que se presentaron en la llanura costera del Golfo del Sur entre 1981 a 2020. La información es una base que puede proporcionar herramientas de planificación para el sector gubernamental, investigadores, sociedad civil y otras partes interesadas en la gestión de los recursos naturales del área de estudio. Además, de acuerdo con los resultados, se recomienda un estudio sobre los principales impulsores de los cambios en las coberturas, para comprender las causas próximas o subyacentes de las transiciones y cambios observados. Finalmente, debido a la resolución de las imágenes Landsat, se recomienda que, a nivel local, se utilicen imágenes de alta resolución para tener una mayor escala que permita presentar una mejor comprensión de otros tipos de coberturas que no fueron definidas en este estudio, con el fin de establecer planes eficaces y eficientes de programas de restauración o rehabilitación de bosques de manglar a escala local.

2.7 Literatura citada

Alatorre, LC; Sánchez-Carrillo, S; Miramontes-Beltrán, S; Medina, RJ; Torres-Olave, ME; Bravo, LC; Wiebe, LC; Granados, A; Adams, DK; Sánchez, E; Uc, M. 2016. Temporal changes of NDVI for qualitative environmental assessment of mangroves: Shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the Gulf of California (1990-2010). *Journal of Arid Environments* 125:98-109. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.010>.

Ambastha, KR; Hussain, SA; Badola, R; Roy, PS. 2010. Spatial analysis of anthropogenic disturbances in mangrove forests of Bhitarkanika Conservation Area, India. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 38(1):67-83. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12524-010-0013-y>.

Andrieu, J; Lombard, F; Fall, A; Thior, M; Ba, BD; Dieme, BEA. 2020. Botanical field-study and remote sensing to describe mangrove resilience in the Saloum Delta (Senegal) after 30 years of degradation narrative (en línea). *Forest Ecology and Management* 461(February):117963. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117963>.

Avalos, VR; Elia, D; Mu, R; Jurado, AM. 2021. El petróleo en Tabasco: propuesta para una periodización. 1:129-155.

Barba-Macías, E; Rangel-Mendoza, J; Ramos-Reyes, R. 2006. Classification of Tabasco wetlands using a geographic information system. *Universidad y Ciencia, trópico Húmedo* 22(2):101-110.

Bryan-Brown, DN; Connolly, RM; Richards, DR; Adame, F; Friess, DA; Brown, CJ. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports* 10(1):1-9. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>.

Castellanos-Galindo, GA; Kluger, LC; Camargo, MA; Cantera, J; Mancera Pineda, JE; Blanco-Libreros, JF; Wolff, M. 2020. Mangrove research in Colombia: Temporal trends, geographical coverage and research gaps (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* :106799. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106799>.

Cherrington, EA; Griffin, RE; Anderson, ER; Hernández Sandoval, BE; Flores-Anderson, AI; Muench, RE; Markert, KN; Adams, EC; Limaye, AS; Irwin, DE. 2020. Use of public Earth observation data for tracking progress in sustainable management of coastal forest ecosystems in Belize, Central America. *Remote Sensing of Environment* 245(March). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111798>.

Cissell, JR; Delgado, AM; Sweetman, BM; Steinberg, MK. 2018. Monitoring mangrove forest dynamics in Campeche, Mexico, using Landsat satellite data (en línea). *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 9(March 2017):60-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.12.001>.

Cruz, CJ; Mendoza, E; Silva, R; Chávez, V. 2019. Assessing Degrees of Anthropization on the Coast of Mexico from Ecosystem Conservation and Population Growth Data. *Journal of Coastal Research* 92(sp1):136-144. DOI: <https://doi.org/10.2112/SI92-016.1>.

Domínguez-Domínguez, M; Zavala-Cruz, J; Martínez-Zurimendi, P. 2011. Manejo Forestal Sustentable de los Manglares de Tabasco (en línea). Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados :137 p. Disponible en http://www.colpos.mx/web11/pdf/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf%5Cnhttp://www.colpos.mx/tabasco/vinculacion/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf.

Domínguez-Domínguez, M; Zavala-Cruz, J; Rincón-Ramírez, JA; Martínez-Zurimendi, P. 2019. Management Strategies for the Conservation, Restoration and Utilization of Mangroves in Southeastern Mexico. *Wetlands* 39(5):907-919. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01136-z>.

FAO. 2020. Main report (en línea). FAO (ed.). Abingdon, Oxon; New York, NY: Routledge, 2017. | Series: Routledge studies on the Chinese economy; 67, Routledge. 1-36 p. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781315184487-1>.

Da Fonseca, DA; Backes, AR; Rosenfield, MF; Overbeck, GE; Müller, SC. 2017. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Ciencia Florestal* 27(2):521-534. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509827733>.

Guerra, VM; Gaona, SO. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas* 59:7-25.

Heenkenda, MK; Joyce, KE; Maier, SW; de Bruin, S. 2015. Quantifying mangrove chlorophyll from high spatial resolution imagery (en línea). *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 108:234-244. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.08.003>.

Herbert, ER; Boon, P; Burgin, AJ; Neubauer, SC; Franklin, RB; Ardon, M; Hopfensperger, KN; Lamers, LPM; Gell, P; Langley, JA. 2015. A global perspective on wetland salinization: Ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere* 6(10):1-43. DOI: <https://doi.org/10.1890/ES14-00534.1>.

Hernández Melchor, GI. 2013. Legislación, cambio de uso de suelo y reforestación en manglares de Cárdenas, Tabasco (en línea). :139. Disponible en <http://files/131/Melchor - 2013 - POSTGRADO EN AGROECOSISTEMAS TROPICALES.pdf>.

Hernández Melchor, GI; Sánchez, AS; Ruíz Rosado, O; Valdez Hernández, JI; López Collado, JC; Reta Mendiola, JL. 2017. Diagnóstico del proceso de reforestación en manglares de la costa de Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* (14):2883. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i14.459>.

INE, INEGI. (1997). 'Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie I (continuo nacional)', escala: 1:250000. Instituto Nacional de Ecología - Dirección de Ordenamiento Ecológico General e Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Digitalización de las cartas de uso del suelo y vegetación elaboradas por INEGI entre los años 1980-1991 con base en fotografías aéreas de 1968-1986. México, D. F.

INEGI. (2001). 'Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie III (continuo nacional)', escala: 1:250000. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Aguascalientes, México.

INEGI. (2005). 'Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie III (continuo nacional)', escala: 1:250000. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Aguascalientes, México.

INEGI. (2009). 'Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie IV (continuo nacional)', escala: 1:250000. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Aguascalientes, México.

INEGI. (2013). 'Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000, serie V (capa unión)', escala: 1:250000. edición: 2a. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI. (2016). 'Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI (Capa Unión), escala: 1:250 000. edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI. (2021). 'Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000, Serie VII. Conjunto Nacional, escala: 1:250 000. edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

Isaac-Márquez, R. 2021. La expansión del cultivo de la palma de aceite en Campeche. De los pequeños productores a la agroindustria transnacional. *Región Y Sociedad* 33: e1370. DOI: <https://doi.org/10.22198/rys2021/33/1370>.

Islam, MM; Borgqvist, H; Kumar, L. 2019. Monitoring Mangrove forest landcover changes in the coastline of Bangladesh from 1976 to 2015 (en línea). *Geocarto International* 34(13):1458-1476. DOI: <https://doi.org/10.1080/10106049.2018.1489423>.

Kamal, M; Phinn, S; Johansen, K. 2016. Assessment of multi-resolution image data for mangrove leaf area index mapping (en línea). *Remote Sensing of Environment* 176:242-254. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.013>.

Lee, TM; Yeh, HC. 2009. Applying remote sensing techniques to monitor shifting wetland vegetation: A case study of Danshui River estuary mangrove communities, Taiwan. *Ecological Engineering* 35(4):487-496. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.01.007>.

Leyva-Ovalle, Á; Valdez-Lazalde, JR; de los Santos-Posadas, HM; Martínez-Trinidad, T; Herrera-Corredor, JA; Lugo-Espinosa, O; García-Nava, JR. 2017. Monitoreo de la degradación forestal en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys). *Madera Bosques* 23(2):69-83. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321431>.

López-Angarita, J; Tilley, A; Hawkins, JP; Pedraza, C; Roberts, CM. 2018. Land use patterns and influences of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific. *Biological Conservation* 227(July):82-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.020>.

Misra, A; R, MM; P, V. 2015. Assessment of the land use/land cover (LU/LC) and mangrove changes along the Mandovi–Zuari estuarine complex of Goa, India. *Arabian Journal of Geosciences* 8(1):267-279. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-013-1220-y>.

- Onyena, AP; Sam, K. 2020. A review of the threat of oil exploitation to mangrove ecosystem: Insights from Niger Delta, Nigeria (en línea). *Global Ecology and Conservation* 22:e00961. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00961>.
- Pelage, L; Domalain, G; Lira, AS; Travassos, P; Frédou, T. 2019. Coastal Land Use in Northeast Brazil: Mangrove Coverage Evolution Over Three Decades. *Tropical Conservation Science* 12. DOI: <https://doi.org/10.1177/1940082918822411>.
- Ramírez-Vargas, DL; Mendoza, E; Lithgow, D; Silva, R. 2019. A Quantitative Methodology for Evaluating Coastal Squeeze Based on a Fuzzy Logic Approach: Case Study of Campeche, Mexico. *Journal of Coastal Research* 92(sp1):101-111. DOI: <https://doi.org/10.2112/SI92-012.1>.
- Ramos-Muñoz, D; Ramos-Reyes, R; Zamora-Cornelio, LF; Hernández-De la Cruz, A; Espinoza-Tenorio, A. 2019. Exclusión en el Golfo de México: una visión desde los pescadores sobre la industria petrolera en Tabasco. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía* 28(2):357-372. DOI: <https://doi.org/10.15446/rcdg.v28n2.73511>.
- Rivera-Arriaga, E; Villalobos-Zapata, GJ. 2005. The coastal zone of campeche, Mexico: Opportunities for implementing an integrated coastal management framework. *Journal of Coastal Research* 21(SPEC. ISS. 42):184-190.
- Rodríguez-Zúñiga, MT; Ramírez-García, P; Gutiérrez-Granados, G. 2011. Efectos de la extracción no controlada de madera sobre la comunidad y estructura de tamaños de los manglares de Alvarado, Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 89:107-113.
- Rodríguez-Zúñiga, MT; Troche-Souza, C; Cruz-López, MI; Rivera-Monroy, VH. 2022. Development and Structural Organization of Mexico's Mangrove Monitoring System (SMMM) as a Foundation for Conservation and Restoration Initiatives: A Hierarchical Approach. *Forests* 13(4). DOI: <https://doi.org/10.3390/fl3040621>.
- Sánchez-Gil, P; Yáñez-Arancibia, A; Ramírez-Gordillo, J; Day, JW; Templet, PH. 2004. Some socio-economic indicators in the Mexican states of the Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management* 47(11-12 SPEC. ISS):581-596. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.12.003>.
- Sarmin, NS; Mohd Hasmadi, I; Pakhriazad, HZ; Khairil, WA. 2016. The DPSIR framework for causes analysis of mangrove deforestation in Johor, Malaysia (en línea). *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management* 6:214-218. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.11.002>.

- Suyadi; Gao, J; Lundquist, CJ; Schwendenmann, L. 2018. Characterizing landscape patterns in changing mangrove ecosystems at high latitudes using spatial metrics (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 215(October):1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.005>.
- Tovilla Hernández, C; Dulce María Infante Mata, D; Felipe Ovalle Estrada, P; Juan Carlos de la Presa Pérez, I; José Rubén García Alfaro Téc Gerardo de la Cruz Montes, B. 2013. Informe: inventario del manglar y avance de la intrusión salina en los municipios de Comacalco, Jalpa de Méndez y Paraíso, Tabasco. :139.
- Tudela, F. 1989. La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco: proyecto integrado del Golfo (en línea). :490. Disponible en <https://books.google.com/books?id=kW64AAAAIAAJ>.
- Valderrama, L; Troche, C; Rodríguez, MT; Márquez, D; Vázquez, B; Velázquez, S; Vázquez, A; Cruz, MI; Ressler, R. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 Period. *Wetlands* 34(4):747-758. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>.
- Valderrama Landeros, LH; Rodríguez Zúñiga, MT; Troche Souza, Carlos Velázquez Salazar, Samuel Villeda Chávez, E; Alcántara Maya, José Alberto Vázquez Balderas, Berenice Cruz López, MI; Ressler, R. 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. s.l., s.e. 128 p.
- Villalobos Zapata, GJ; Yáñez-Arancibia, A.; Day Jr, JW; Lara-Domínguez, A. L. 1999. Ecología y Manejo de los Manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México (en línea). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* :263-274. Disponible en http://www1.inecol.edu.mx/ecosistemasdemanglar/Cap_17.pdf.
- Yáñez-Arancibia, A; Day, JW. 2004. The Gulf of Mexico: Towards an integration of coastal management with large marine ecosystem management. *Ocean and Coastal Management* 47(11-12 SPEC. ISS):537-563. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.12.001>.
- Zavala, CJ. 1988. Regionalización natural de la zona petrolera de Tabasco. INIREB- División Regional Tabasco. Primera Edición. Villahermosa, Tabasco. :182.
- Zavala-Cruz, J. Ortiz-Pérez, M. A. 2019. Geomorfología. En: La biodiversidad del Estado de Tabasco. Estudio de Estado. Volumen I. CONABIO. México, pp. 29-36.

3 Artículo 2: Caracterización de los patrones espaciales del paisaje y bosque de manglar en la llanura costera del Golfo de México

3.1 Resumen

Los bosques de manglares en la llanura costera del Golfo de México tienen presiones por las actividades económicas de la región, como la extracción de hidrocarburos, desarrollo agrícola-pecuario, turismo, desarrollo y consolidación de las zonas urbanas; lo que ha cambiado su extensión, cobertura y procesos de deforestación. Esta es una región definida como sensible a los cambios producidos por el cambio climático global, reflejado en problemas de pérdida de comunidades rurales por el incremento del nivel medio del mar y la variabilidad climática. Dichos procesos de cambio han influido en la fragmentación y conectividad del paisaje, con variaciones en la estructura y composición del paisaje. Por lo que el objetivo de este estudio fue evaluar las tendencias de los cambios de fragmentación en el paisaje en un período de 39 años (1981-2020), y determinar la importancia de los parches de manglar para la conectividad en 2020. Para ello, se cuantificó la tendencia de los cambios de fragmentación utilizando métricas de paisaje y clase como TA, CA, NP, LPI y LSI. Los resultados mostraron que la mayor fragmentación y pérdida de manglares se dio en el período de 1981 a 2005. Aumentaron el NP, disminuyó el CA y el LPI. Para 2020, se seleccionaron 1,880 parches de manglar, con métricas de conectividad basadas en la teoría de grafos; se cuantificó la conectividad de los parches de manglares, usando cuatro rangos hipotéticos de dispersión (500, 1000, 6000 y 12000 m). Aunque los parches de manglares mostraron una baja conectividad, se identificaron parches importantes para la conectividad general. Además, la identificación de áreas importantes para la restauración o conservación, que ayude a mejorar la conectividad en paisajes cada vez más fragmentados, es de suma importancia.

3.2 Introducción

La fragmentación de bosques de manglar es un problema complejo, impulsado por el desarrollo económico, prácticas de uso de suelo y gestión del territorio (Bryan-Brown et al. 2020). Este proceso puede tener tres efectos importantes: disminución del área, aumento de los efectos de borde y un aumento del aislamiento del parche (Tran y Fischer 2017). En los manglares, representa una amenaza para la provisión de servicios ecosistémicos como la prevención de la erosión, protección de las costas, mitigación al cambio climático, así como la reducción progresiva del hábitat que amenaza muchas especies por su reducción y aislamiento (Bryan-Brown et al. 2020).

Los procesos de deforestación implican áreas fragmentadas, que involucran una serie de procesos de cambios en la cobertura, la calidad de los parches y la conectividad (Romero-Berny, et al. 2015). Por

lo que los estudios de fragmentación comparan los cambios temporales en el paisaje para entender los patrones espaciales y las interacciones en este (Echeverría et al. 2008). Así mismo, permite entender las dinámicas en el uso del suelo, asociar las prácticas de uso, regímenes de gestión y determinar áreas que requieren esfuerzos de conservación o restauración de manglares (Hauser et al. 2017).

El paisaje está estructurado por matrices, parches y corredores donde se desarrollan movimientos, flujos y cambios en las poblaciones a diferentes escalas, lo cual es una conexión entre la estructura y la función de un ecosistema (Bandeira et al. 2018). Por lo que diferentes índices y modelos espaciales ambientales han sido desarrollados para evaluar la estructura del paisaje (Conti et al. 2016). Por su parte, el grado de fragmentación de un bosque puede ser cuantificado a través de análisis de paisaje con métricas asociadas al tamaño del parche, el número de parches, la densidad del borde, el borde medio del parche, entre otros (Amaral et al. 2019, Abdullah y Nakagoshi 2007, Tran y Fischer 2017). Los factores que impulsan los cambios en la cobertura difieren dependiendo de las actividades económicas de cada región, la gestión y las prácticas culturales. Sin embargo, la intervención y gestión de los diferentes factores aumenta o disminuye la fragmentación de los manglares (Bryan-Brown et al. 2020). Los patrones de cambio en la cobertura vegetal, la conversión y la degradación de los bosques de manglar afectan la conectividad del manglar (Amaral et al. 2019, Tran y Fischer 2017). Por lo tanto, una estrategia para disminuir la fragmentación de los bosques es mantener o aumentar la conectividad entre los parches (Saura et al. 2011).

Por su parte, la conectividad, como el grado en que el paisaje facilita el movimiento de las especies entre parches, es un parámetro funcional, que no solo depende del paisaje, sino también del comportamiento de las especies y su capacidad de dispersión (Bandeira et al. 2018). La conectividad en manglares está asociada a los mecanismos de dispersión de semillas, polinizadores, nivel de fragmentación, presión antropogénica, geomorfología costera y estuarina, régimen hidrológico, entre otros factores (Iuit et al. 2020, Hasan et al. 2018, Buelow y Sheaves 2015). Además, la conectividad hidrológica es importante para los manglares, dado que perturbaciones humanas como estructuras hidráulicas, carreteras y asentamientos humanos han cambiado el proceso hidrológico, causando la degradación de estos ecosistemas (Saco et al. 2020, Liu et al. 2020).

En manglares, se han dado grandes avances en la comprensión de la conectividad biológica a través de los estudios de conectividad por peces (Du et al. 2020). Los estudios de patrones de conectividad influyeron en el cambio de la percepción del funcionamiento del ecosistema de manglar. Se pasó de una visión de retención de nutrientes y energía a una visión de exportación facilitada por los peces entre el manglar y otros diferentes hábitats (Buelow y Sheaves 2015, Du et al. 2020). Sin embargo, comprender la conectividad de los manglares a través de los movimientos de aves, murciélagos, fauna

marina y terrestre abre una gama de oportunidades para entender los vínculos de estos y otros ecosistemas, particularmente aquellos que se encuentran más distantes (Nagelkerken et al. 2008, Buelow y Sheaves 2015). Actualmente, muchas especies de fauna han modificado sus movimientos y su área de distribución por la calidad del hábitat, ocupando los manglares como áreas de refugio, alimentación y reproducción (Nagelkerken et al. 2008).

Cada uno de los parches que componen el paisaje desempeñan diferentes funciones para la conectividad (tamaño, topología, bordes, calidad); sin embargo, un número pequeño de estos contribuyen en mayor medida a mantener la conectividad general (Saura et al. 2011). Entonces, los recursos financieros para la restauración o conservación son limitados, por lo que identificar aquellos parches con una contribución mayor podría aumentar la eficiencia en las medidas de conservación en el paisaje (Saura y Rubio 2010, Wang et al. 2021). Además, la contribución individual de cada parche en el paisaje para la conectividad dependerá de la capacidad de dispersión de las especies. Por ejemplo, las áreas prioritarias para especies de rangos de dispersión de 200 m es diferente a especies con distancias de dispersión más largas (Wang et al. 2021), por lo que es importante incluir información sobre la capacidad de dispersión de las diferentes especies en los análisis de conectividad del paisaje (Herrera et al. 2017).

Uno de los métodos utilizados para el análisis de la conectividad del paisaje es el enfoque de la teoría de grafos (Saura y Pascual-Hortal 2007, Saura y Rubio 2010, Saura et al. 2011, Herrera et al. 2017). En este análisis, la teoría de grafos son estructuras matemáticas integradas por nodos (parches de hábitat) y enlaces (dispersión), utilizados para estudiar la conectividad funcional (Saura y Pascual-Hortal 2007). Es una de las mejores aproximaciones para obtener resultados espacialmente explícitos con pocos datos de presencias, sin observaciones o información empírica sobre el movimiento o dispersión de las especies (plantas o animales). Requiere pocos datos, es fácil de usar y con menor sensibilidad a los cambios de escala espacial (Wang et al. 2021). Este modelo de teoría de grafos se ha utilizado con el fin de evaluar la conectividad del paisaje para diferentes áreas de investigación como manglares, pastos y áreas naturales protegidas (Saura et al. 2011, Herrera et al. 2017, Suyadi et al. 2018, d'Acampora et al. 2018, Wang et al. 2021).

En la región de estudio, no se han abordado directamente los patrones de fragmentación o conectividad de los manglares (Domínguez-Domínguez et al. 2011, Thorhaug et al. 2019, Valderrama et al. 2014, Guerra y Gaona 2006). Y, dado que la fragmentación y conectividad es una interacción entre las características espaciales del paisaje y el comportamiento de las especies (Uezu et al. 2005), se considera la conectividad estructural y funcional. Para la conectividad estructural, se consideró las conexiones y distancia entre los parches en el paisaje. Por su parte, para la conectividad funcional, se usó la capacidad de dispersión de especies de mamíferos, anfibios y aves. Entonces, los

objetivos de esta investigación fueron: 1) estimar la fragmentación y conectividad de los bosques de manglar para el año 2020; 2) identificar los parches de manglar de mayor importancia para la conectividad y 3) determinar la importancia de los parches pequeños para la conectividad del bosque de manglar. Valorar la fragmentación y conectividad de los manglares en la llanura costera del Golfo de México es útil para el diseño, gestión y priorización de medidas de manejo, conservación o restauración de los parches de manglar.

3.3 Métodos

3.3.1 Área de estudio

La llanura costera del Golfo de México (Tabasco, Veracruz y Campeche) tiene una extensión aproximada de 15,845 km² (Figura 3.1). Es un área que experimentó una transición económica importante, pasando de una región rural y aislada, a zonas de ganadería a gran escala, exploración, producción, transporte y refinación de petróleo que alteró drásticamente el paisaje de la zona costera (Sánchez-Gil et al. 2004). Además, es un área considerada importante para la conservación de humedales en México, por ello se decretaron dos áreas naturales protegidas de carácter federal: la Reserva de Biosfera Pantanos de Centla con un área de 302,706 ha y el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos con 705,016 ha; entre ambas reservas, se tiene un área de manglar de 121,714 ha que representan el 67% del manglar del área de estudio.

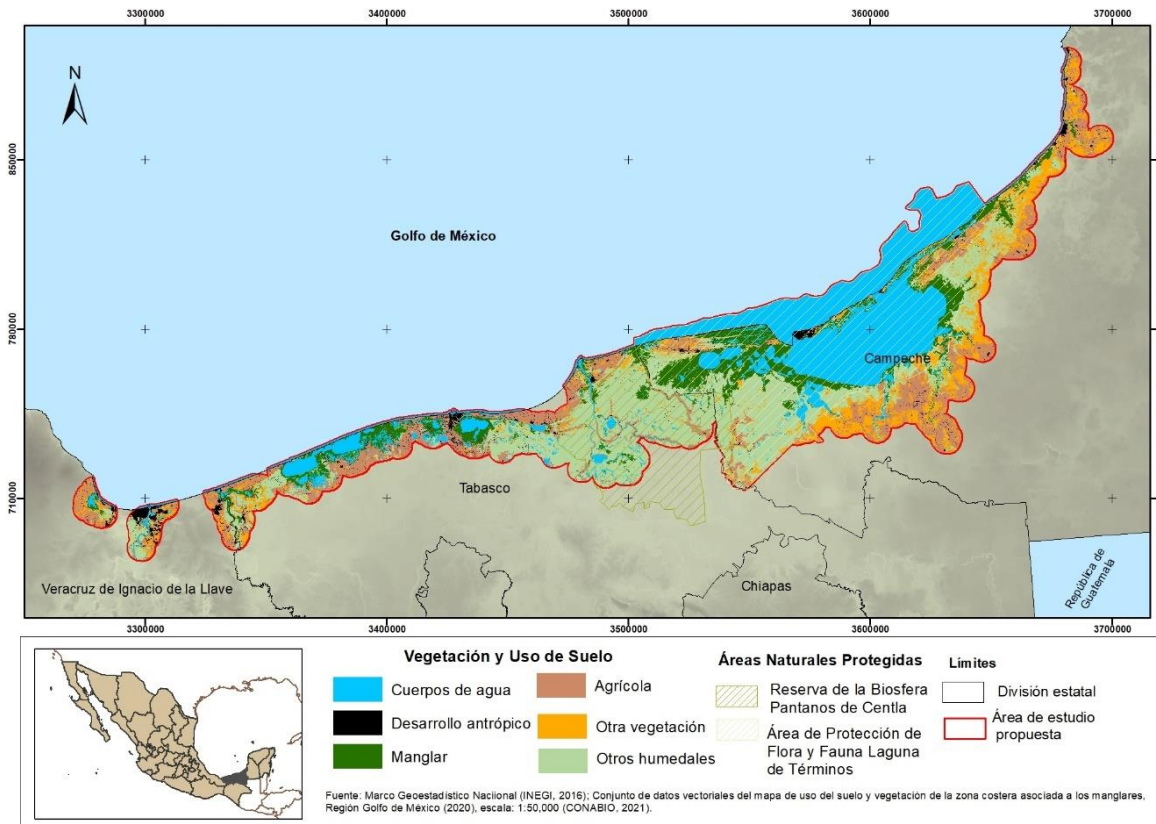


Figura 3.1: Ubicación geográfica del área de estudio denominada llanura costera del Golfo de México, integrada por la parte sur del estado de Veracruz, la totalidad del estado de Tabasco y la parte norte del estado de Campeche.

La población estimada es de un millón de personas, con tendencia de crecimiento en las áreas urbanas. Las principales actividades económicas son la ganadería, pesca, producción de petróleo y gas, actividades portuarias y turismo (Sánchez-Gil et al. 2004, Cissell et al. 2018). Así mismo, tiene una tasa de pobreza alta y un aumento de la población en las comunidades cercanas a los ecosistemas costeros (Temino-Boes et al. 2019). El incremento de las actividades socioeconómicas de la región sin una planificación adecuada a lo largo del tiempo ha generado conflictos entre los intereses del desarrollo, las economías locales y la conservación.

Tiene un relieve plano con alturas inferiores a 100 msnm, dentro de la provincia fisiográfica Llanura Costera del Golfo Sur. Es una planicie costera con sedimentos arenosos, de planicie palustre con turba sobre arcillas en depresiones inundadas y planicie fluvial con sedimentos limosos y arcillosos sujeta a inundación (Zavala-Cruz y Ortiz-Pérez, 2019). La vegetación predominante son los humedales, selvas bajas inundables y los manglares asociados a condiciones estuarinas (Barba et al. 2006).

Además, es parte de las regiones hidrológicas RH-29 (Coatzacoalcos) y la RH-30 (Grijalva-Usumacinta); tiene dos de los ríos más caudalosos: el Mezcalapa-Grijalva y el Usumacinta, los cuales desembocan al mar en esta región. Por su escasa elevación con respecto al nivel del mar y una barrera

orográfica, se desarrollan climas cálidos con influencia marina, con lluvias en verano, y la temperatura media anual es de 30°C. Finalmente, la precipitación anual varía de 1600 mm hasta 3200 mm (Zavala-Cruz y Ortiz-Pérez, 2019).

3.3.2 Adquisición de datos

Para evaluar la fragmentación y conectividad, se utilizaron las capas de manglar del Sistema de Monitoreo de Manglares de México (SMMM), disponibles en <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Describe el área de los manglares a una resolución de 30 m desde los años 70 hasta 2020 (Rodríguez-Zúñiga et al. 2022). Los datos del SMMM son confiables y se han utilizado en diferentes estudios (Valderrama et al. 2014, Valderrama-Landeros et al. 2020, Blanco et al. 2020). Además, se obtuvieron mosaicos de imágenes Landsat 2019 y 2020, dependiendo de la disponibilidad, descargados del portal <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>, para la rectificación de los polígonos, particularmente los de manglar.

3.3.3 Análisis de fragmentación

Para el análisis de fragmentación, se utilizaron las capas vectoriales de 1981, 2005, 2010, 2015 y 2020, manteniendo ocho clases de coberturas del SMMM (Anexo 1). Se calcularon 13 métricas espaciales (Cuadro 3.1), como indicadores de área, fragmentación, composición y complejidad (Bandeira et al. 2018). Por su parte, la selección de las métricas del paisaje se realizó con base en los criterios proporcionados en la literatura (Baharlouii et al. 2019, Bandeira et al. 2018, Suyadi et al. 2018, Siqueira-Gay et al. 2020, Bryan-Brown et al. 2020). Se tuvo en cuenta que las métricas seleccionadas no incluyeran información redundante (Tapia-Armijos et al. 2015).

Para esta investigación, los mapas vectoriales de las capas de manglares y coberturas adyacentes se convirtieron a formato ráster en ArcGIS Pro a una resolución espacial de 30 metros. Las capas ráster se transformaron espacialmente a UTM y se exportaron como archivos GeoTIFF. El análisis se realizó en Fragstats 4.2.1, que es un *software* de análisis de patrones espaciales que cuantifica la composición y configuración espacial de los parches, proporcionando información sobre la estructura del paisaje (McGarigal 2014).

Cuadro 3.1: Métricas espaciales seleccionadas y su función

Métrica /acrónimo	Análisis	Definición
Área total del paisaje (TA), ha	Paisaje	Suma de todas las áreas de parches en el paisaje.
Área total de clase (CA), ha	Clase	Suma de todos los parches de una clase.
Porcentaje del paisaje (PLAND), %	Clase	Porcentaje del tipo de clase que comprende en el paisaje.
Número de parches (NP), sin unidad	Paisaje/Clase*	Fragmentación de una determinada clase o del paisaje.

Métrica /acrónimo	Análisis	Definición
Índice del parche más grande (LPI), %	Paisaje/Clase*	Porcentaje del paisaje ocupado por el parche de mayor tamaño.
Forma del paisaje (LSI), sin unidad	Clase	Mide la forma del paisaje, incrementando mientras más irregular el paisaje.
Índice de agregación (IA), %	Paisaje/Clase*	Estima la agregación o dispersión de los parches en un paisaje.
Densidad de borde (ED), m/ha	Paisaje/Clase*	Cantidad de borde en relación con el área del paisaje.
Dimensión fractal (PRAFRAC), sin unidad	Paisaje/Clase*	Complejidad de cada parche a partir de la relación área y perímetro.

*Las métricas de clase se calcularon para las coberturas de AP (Agrícola-pecuaria), CA (Cuerpo de agua), DA (Desarrollo antrópico), MG (Manglar), MP (Manglar perturbado), OH (Otros humedales), OV (Otra vegetación), SV (Sin vegetación).

3.3.4 Índices de conectividad

El análisis de conectividad se llevó a cabo dentro del marco de la teoría de grafos, utilizado como un enfoque sólido para evaluar la conectividad en paisajes (Herrera et al. 2017). Es un modelo en el que el paisaje se representa por una red de nodos correspondientes a parches de hábitat (parches de manglares en este caso) espacialmente explícitos, conectados por enlaces que muestran la capacidad de las especies para dispersarse entre dos parches (Saura et al. 2011). Dada la estructura de la información de esta investigación y las preguntas de investigación planteadas, para la construcción del modelo de conectividad, se consideró solo los parches de manglar como los nodos del área de estudio, utilizando los datos de la capa vectorial del 2020. Se usó un umbral mínimo de tamaño de ocho píxeles y se extrajeron todos los fragmentos identificados como manglar. Además, se revisó cada uno de los parches de manglares con imágenes de alta resolución de Google Earth y trabajo de campo. Finalmente, la capa vectorial de parches de manglares resultante tenía 1,880 parches que varían en área de 1 ha a 22,000 ha, con una superficie de 180,148 ha de manglares (Figura 3.2).



Figura 3.2. Distribución de los parches de manglar (los que se encuentran en color verde) en la llanura costera del Golfo de México.

Para el análisis, se utilizó el *software* CONEFOR 2.6 (<http://www.conefor.org/>), es un programa que permite cuantificar la contribución de cada parche al mantenimiento de la conectividad (Saura et al. 2011). Se calcularon los índices de número de enlaces (NL) para conocer las conexiones directas entre los parches. Además, el número de componentes (NC), el cual indica el número de grupos existentes, asumiendo que, en cada grupo, se tienen conexiones entre cada una de los posibles pares de parches. Para conocer la contribución de los fragmentos de manglares en la conectividad del paisaje general, se utilizó el índice PC (Saura y Pascual-Hortal 2007). Este índice de paisaje tiene en cuenta los atributos de cada unidad (área del fragmento, calidad de hábitat, etc.) y las relaciones topológicas entre los elementos de la red de conectividad (posición, ubicación, etc.). El índice PC se calcula en un rango de 0 a 1, y aumenta a medida que aumenta la conectividad en general (Saura y Rubio 2010, Saura y Pascual-Hortal 2007).

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde: a_i y a_j son las áreas de los elementos del paisaje i y j (parches de manglares), para los cálculos el atributo empleado con el fin de caracterizar los nodos fue el área en hectáreas, que se considera una información descriptiva sencilla y útil (Saura y Pascual-Hortal 2007, McGarigal et al. 2002). A_L es el área de estudio y p_{ij} es el producto máximo de probabilidad para todas las combinaciones posibles entre los elementos del paisaje i y j , muestra las probabilidades de dispersión directa entre nodos.

Como la conectividad no depende solo de la distribución espacial, sino también de la capacidad de dispersión de las especies (Herrera et al. 2017), se probaron cuatro distancias de dispersión hipotéticas para diferentes capacidades de dispersión: 500, 1000, 6000 y 12000 m. Para la determinación de las distancias hipotéticas, se revisó la literatura sobre especies y géneros de fauna registrados en el área de estudio (Sánchez Hernández et al. 2001, Santiago-Plata et al. 2013, Rangel-Negrín et al. 2014, García-Morales et al. 2014, Hidalgo-Mihart et al. 2015, Pacheco-Figueroa et al. 2015, Valdez-Leal et al. 2015, Hidalgo-Mihart et al. 2017, García-Morales 2021, Valdez Leal et al. 2022). Se identificaron 33 especies de mamíferos pequeños, medianos y grandes, 22 de murciélagos, 16 de reptiles, 13 de anfibios y 117 especies de aves. De estas, se revisaron y se tomaron los datos de la distancia de dispersión para las especies que se encontraron disponibles. Además, se consultó la literatura (Kelt y Van Vuren 2015, Buelow y Sheaves 2015, Cooper y Marra 2020), la lista roja de la IUCN (<https://www.iucnredlist.org/>) y mammalian species (<https://academic.oup.com/mspecies>). Entonces, se calcula p_{ij} como distancias euclídeas de borde a borde entre parches, utilizando el *software* QGIS 2.18.28 y el complemento de Conefor Inputs (<http://www.conefor.org/gisextensions.html>). Estas distancias cubren una amplia gama de respuestas a diferentes especies en el paisaje y se utilizaron porque la conectividad del paisaje depende de la capacidad de dispersión de especies específicas, por lo que el mismo paisaje tiene diferentes niveles de conectividad para distintas especies (Herrera et al. 2017).

Una vez obtenido el índice PC, para calcular la importancia individual de cada fragmento de manglar al mantenimiento de la conectividad general del área de estudio, se calculó el índice dPC_k derivado del índice PC. Este cuantifica la pérdida de conectividad cuando se eliminan fragmentos PC (Saura y Pascual-Hortal 2007). Cada uno de los 1,880 parches de manglar se eliminó sistemáticamente del paisaje, y el impacto de su pérdida se evaluó con la siguiente ecuación:

$$dPC_k = 100 \times \frac{PC - PC_{remove,k}}{PC} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde: PC es el valor del índice del paisaje sin pérdida de fragmentos y $PC_{remove,k}$ es el valor del índice PC cuando se produce la pérdida de un fragmento k (Saura y Pascual-Hortal 2007). Los valores

de dPC representan el porcentaje de disminución de conectividad por la eliminación de cada parche individual del paisaje. Por su parte, el índice dPC se calculó en sus tres fracciones distintas (intra, flux y connector), que reflejan las diferentes formas en que un elemento k (en este caso, parche de manglar) contribuye a la conectividad y disponibilidad de hábitat en el paisaje (Saura y Rubio 2010):3

$$dPC_k = dPC_{intra_k} + dPC_{flux_k} + dPC_{connector_k} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Estos tres componentes reflejan las diferentes formas en que los nodos y sus conexiones contribuyen a la conectividad. La fracción intra (dPC_{intra_k}) es la contribución del parche k en términos de conectividad intraparche, la disponibilidad para el movimiento potencial dentro del parche, dependiendo del área disponible, independiente de cómo se pueda conectar con otros. Por su parte, la fracción de flujo (dPC_{flux_k}) estima el potencial de flujo de las conexiones entre parches, es decir, mide qué tan bien está conectado un parche de hábitat con el resto de los parches en el paisaje. La fracción $dPC_{connector_k}$ evalúa qué tan importante es el parche para mantener el resto de los parches conectados entre sí y su función como trampolín entre otros (Saura y Rubio 2010).

3.4 Resultados

3.4.1 Fragmentación: métricas espaciales a nivel de paisaje

La región de la llanura costera del Golfo de México tiene un área de 1,408,298 ha y ocho tipos de coberturas. El número de parches aumentó en el área de 24,496 (1981) a 42,597 (2005), que supone un aumento de 73% en el número de estos (Cuadro 3.2). En las siguientes fechas, los parches disminuyeron constantemente hasta 2020 con 31,650 parches totales para este año. El índice de parche más grande (LPI) es similar para los años analizados, en 1981 alcanzó 14.03% (Cuadro 3.2) y estuvo sobre 14% en los años restantes. El fragmento más grande (cuerpo de agua) se mantuvo durante el período de tiempo. Además, la densidad de borde (ED) fue más baja en 1989 (30.33 m/ha) y más alta para 2005 (43.27 m/ha).

Cuadro 3.2. Estimaciones de métricas del paisaje de la llanura costera del Golfo de México a nivel de paisaje

Métricas de paisaje	Año				
	1981	2005	2010	2015	2020
Área total del paisaje (TA), ha	1,408,298	1,408,298	1,408,298	1,408,298	1,408,298
Número de parches (NP), sin unidad	24,496	42,597	36,924	34,265	31,650
Índice del parche más grande (LPI), %	14.03	14.10	14.11	14.37	14.32
Densidad de borde (ED), m/ha	30.33	43.27	39.47	37.62	37.35
Forma del paisaje (LSI), sin unidad	93.58	131.99	120.69	115.23	114.41
Dimensión fractal (PRAFRAC), sin unidad	1.37	1.43	1.42	1.40	1.40
Índice de agregación (IA), %	95.42	93.47	94.04	94.32	94.36

El índice de forma del paisaje (LSI) tiene un valor más bajo para 1981 (93.58), en comparación con 2005 (131.99), lo que indica un cambio en las formas a parches más irregulares. En cuanto a la dimensión fractal (PRAFAC), el menor valor fue en 1989 (1.37) y la más alta en 2005 (1.43), mostrando que existía una mayor agregación en 2005. El índice de agregación (IA) es de 95.42% en 1981, para 2005 baja a 93.47% y para 2010, 2015 y 2020 se mantiene en un rango de 94%. Con estos resultados de índices a nivel de paisaje, la mayor fragmentación se dio en el período de 2005.

3.4.2 Fragmentación: métricas espaciales a nivel de clase

Las métricas espaciales calculadas para los bosques de manglar en la llanura costera del Golfo de México (Cuadro 3.3) muestran que estos bosques se fragmentaron en el período de estudio de 39 años. El número de parches aumentó de 1,737 parches en 1981 a 2,408 parches en 2005, posteriormente, disminuyeron teniendo 2,243 parches para 2020, con un aumento del 29.1% en el tiempo. Mientras que el área total que ocupa en el paisaje pasó de 181,793 ha en 1989 a 173,370 ha en 2005, que fue el período en el que presentó la mayor pérdida y el mayor aumento en el número de parches. Posteriormente, presentó incrementos constantes con 180,134 para 2020, no hubo una pérdida neta fuerte durante el período de estudio. Además, el índice de parche más grande (LPI) para 1981 era de 3.48% y fue variando de 3.09% a 2.99% en los años restantes. La densidad de borde (ED) fue aumentando gradualmente de 8.71 en 1981 hasta 10.03 para 2020, indicando que la fragmentación era menor en 1981 que en los otros cuatro períodos de tiempo.

Cuadro 3.3. Estimaciones de métricas del paisaje de la llanura costera del Golfo de México a nivel de clase de manglar

clase	1981								
	1981	CA (ha)	PLAND (5)	LPI (%)	NP	ED	LSI	PAFRAC	AI
Manglar	1981	181,793	12.91	3.48	1,737	8.76	72.79	1.39	94.94
	2005	173,370	12.31	3.09	2,408	9.89	83.88	1.42	94.02
	2010	172,209	12.23	3.02	2,333	9.65	81.92	1.41	94.14
	2015	174,913	12.42	2.99	2,397	9.88	83.16	1.41	94.10
	2020	180,134	12.79	2.99	2,243	10.03	83.19	1.41	94.19

El LSI presentó el valor más bajo para 1981 (72.79), aumentó para 2005 (83.88), disminuyó para 2010 (81.92) y volvió a aumentar para 2005 (83.16) y 2020 (83.19). Los valores más altos de LSI para el paisaje en general lo tienen las coberturas de agrícola-pecuaria, desarrollo antrópico y otros humedales; lo que indica la forma compleja del paisaje y una fuerte perturbación humana. Por su parte, el valor máximo del índice de dimensión fractal (PAFRAC) fue de 1.42 para 2005 y el más bajo fue de 1.39 para 1989. El índice de agregación (IA) fue de 94.94% en 1981 y de 94.04 para 2005,

después, se mantuvo aproximadamente en 94.15 en 2010, 2015 y 2020. Teniendo en cuenta estos valores, los bosques de manglar en 2020 están más fragmentados.

La clase desarrollo antrópico (DA) es la que presenta la mayor cantidad de fragmentos pasando de 7,813 parches en 1981 a 11,367 parches en 2020. Sin embargo, solo ocupa el 2.43% de porcentaje del área de estudio para 2020 (Figura 3.3, Anexo 2), y un índice de parche más grande 0.21% para el mismo año. La mayoría de sus parches son pequeños y se encuentran dispersos dentro de toda el área de estudio. La clase cuerpo de agua es la que tiene el parche más grande (LPI) con el 14.32% del área de estudio para 2020; este se mantuvo en el tiempo como el parche más grande con pocas variaciones, y corresponde al complejo lagunar de Laguna de Términos en Campeche. A este parche, se encuentra asociado el más grande de manglar del área de estudio que, para 1981, tenía un LPI de 3.48% disminuyendo constantemente hasta 2020 con 2.99%.

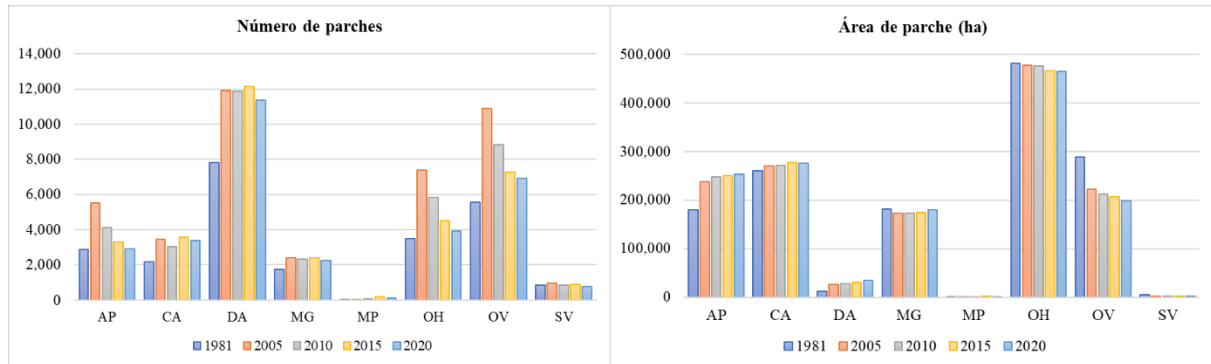


Figura 3.3. Resultados de las métricas espaciales número de parches (NP) izquierda y área total de clase (TA) derecha sobre la fragmentación a nivel de clase de las ocho coberturas a lo largo de los cinco periodos de estudio en la llanura costera del Golfo de México. AP (Agrícola-pecuaria), CA (Cuerpo de agua), DA (Desarrollo antrópico), MG (Manglar), MP (Manglar perturbado), OH (Otros humedales), OV (Otra vegetación), SV (Sin vegetación).

La clase de otros humedales (OH) para 1981 tenía un 5.94% de LPI, disminuyó drásticamente para 2005 a 1.93%, continuó disminuyendo en cada periodo hasta tener 1.21% en 2020. Esto también se ve reflejado en el cambio en el porcentaje de área que ocupaba, en 1981 tenía 20.52% del área, la tendencia fue de disminución en cada periodo ocupando el 14.70% del área para 2020, con una pérdida del 5.8% total (Anexo 2).

3.4.3 Importancia de los parches de manglares para la conectividad general

Para el análisis, se extrajeron 1,880 unidades de hábitat de manglar, con un área de 180,147 ha, que representa el 12.8% del total del paisaje de la llanura costera del Golfo de México (Figura 3.2). La mayoría (71.6%) de unidades de hábitat tenía menos de 10 ha de superficie, el 21.2% tenía menos de 100 ha y solo el 1.7% tuvo más de 1000 ha.

Los resultados de los índices (Cuadro 3.4) muestran que el número de componentes (NC) disminuyó de 182 a 4, a medida que las distancias de dispersión aumentaron de 500 a 12,000 m. Con respecto al número de enlaces (NL), este fue menor para distancias de dispersión de 500 m (3,379 enlaces) y más alto para distancias de dispersión de 12,000 m (74,740 enlaces). El porcentaje más alto del índice de dPC fue de 45.3% para un parche en distancias de dispersión de 500 m y disminuyó a 37.6% en distancias de dispersión de 12000 m.

Cuadro 3.4. Índices generales de conectividad para el área de estudio y las tres distancias de dispersión seleccionadas, en la llanura costera del Golfo de México.

Índices	500 m	1,000 m	6,000 m	12,000 m
Número de componentes (NC)	182	64	8	4
Número de enlaces (NL)	3,379	5,723	33,879	74,740
% de dPC más alto para un parche	45.3	44.8	43.4	37.6

dPC: *delta probability of connectivity*.

Los valores de conectividad son bajos para el rango de dispersión de 500 m, el paisaje se comporta como 182 paisajes diferentes, de estos, más de 140 NC están integrados por menos de 5 parches en cada componente. El tamaño del NC más grande a esta distancia de dispersión lo integran 329 unidades de hábitat, que representan el 23% del área total de los manglares.

Para distancias de dispersión de 1000 m, el (NC) más grande lo integran 357 nodos, que representan el 42% del área total. Para las distancias de 6000 m y 12000 m, la conectividad es más alta, el paisaje parece funcionar como uno, con dos componentes principales que contienen el 95.2% y 98.7%, respectivamente, del área total de manglares.

De acuerdo con los valores de dPC de parches individuales, los 1,880 parches se dividieron en cuatro rangos (Figura 3.4). Para las cuatro distancias de dispersión, el dPC del parche con la mayor contribución a la conectividad del paisaje osciló entre 45.3% y 37.6%, corresponde al nodo más grande del área. Cuatro parches fueron los más importantes en las diferentes distancias de dispersión (datos nos mostrados), cubriendo el 35% del área total de manglares. La contribución de estos cuatro parches a la conectividad se dio, principalmente, por el dPCflux, seguido del dPCconnector para todas las distancias de dispersión. Más del 97% de los parches de manglar tenían valores de dPC por debajo del 1%, con nodos de entre 1 a 200 ha y que corresponden el 24% del área de manglares.

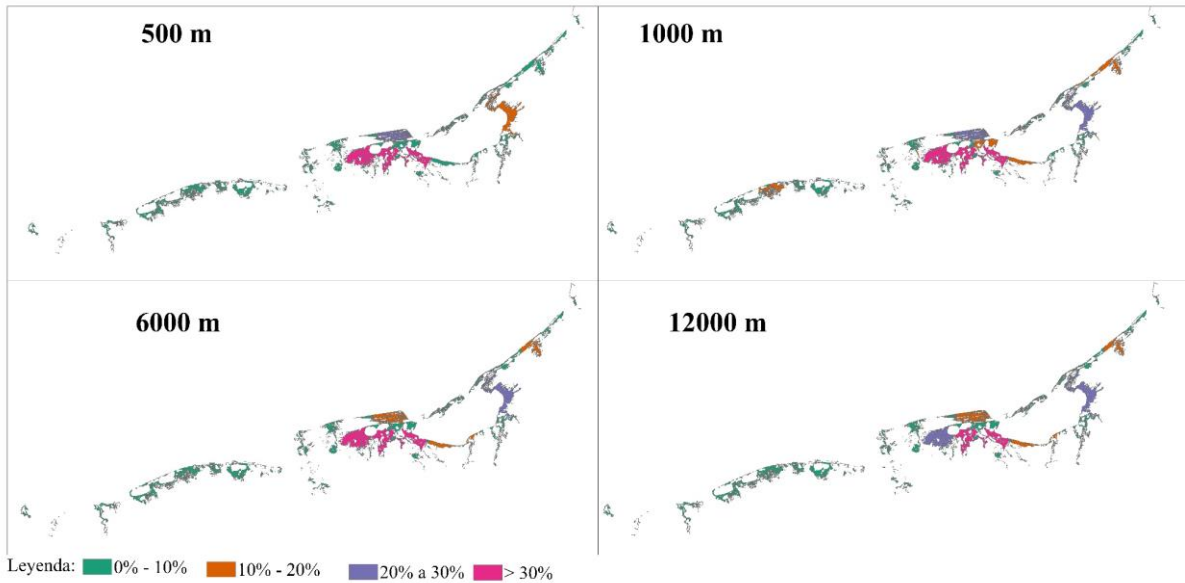


Figura 3.4. Rangos de contribución de cada parche individual a la conectividad general para cuatro distancias de dispersión (500 m, 1000 m, 6000 m, y 12000 m) en la llanura costera del Golfo de México.

Para una distancia de dispersión de 1000 m, el componente principal incluye el parche más grande de manglar que tiene el mayor valor de dPC, lo cual es similar para las otras distancias de dispersión (Figura 3.5). Como se observa en la figura 3.5, la descomposición de dPC sugiere que los parches de manglares cuantitativamente contribuyen a la conectividad, principalmente, por dPCflux que presentó los valores más altos en todas las distancias de dispersión, es decir, los nodos tienen una alta importancia por el flujo potencial que representan para el paisaje. Aunque la mayoría de los nodos explican su papel por el componente dPCflux, al menos, el 10% de los nodos tenían mayor importancia por dPCconnector a distancias más largas y por dPCintra a distancias de 500 m.

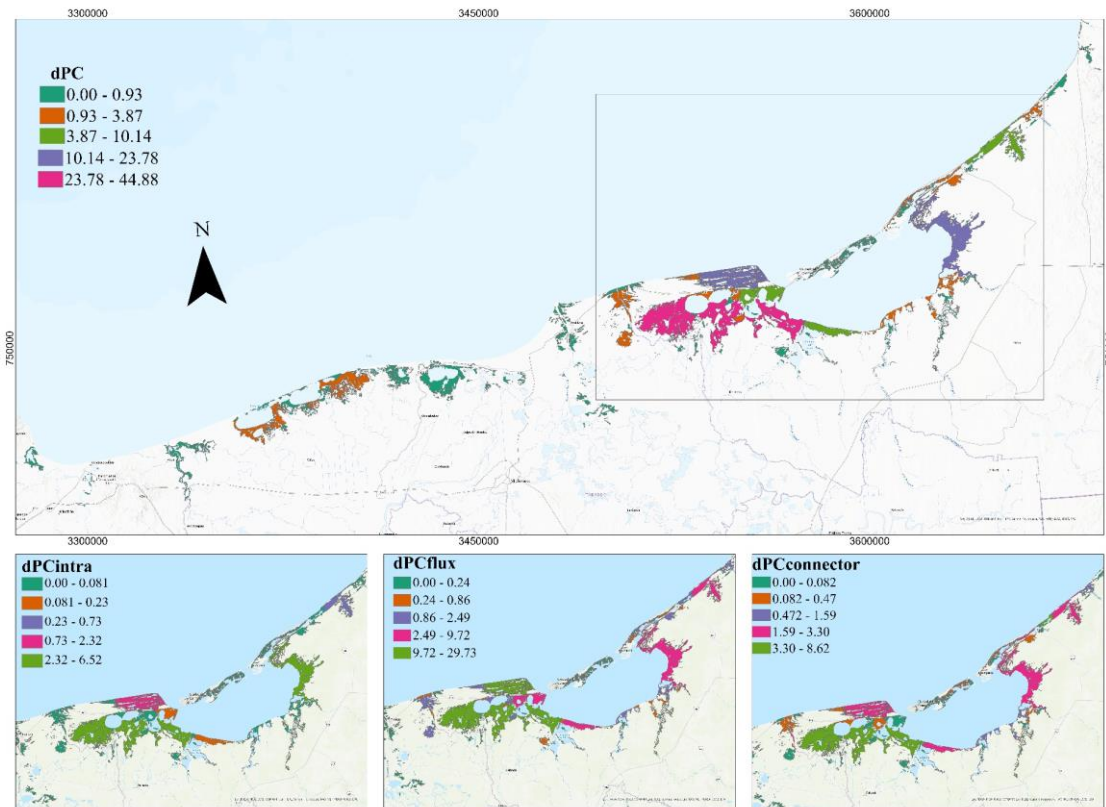


Figura 3.5. Contribución de parches de manglar individuales para el mantenimiento de la conectividad del paisaje en la llanura costera del Golfo de México a una distancia de dispersión de 1000 m, de acuerdo con los valores del dPC. El cuadro indica el componente principal (NC) con los valores de contribución de los parches individuales de manglar en el paisaje para las tres fracciones (dPCintra, dPCflux y dPCconnector).

3.5 Discusión

3.5.1 Fragmentación de los bosques de manglar

Los resultados permiten describir cuantitativamente el paisaje en la región, por lo que se encuentra que la mayor fragmentación se produjo de 1981 a 2005. A nivel de paisaje, muestran que hubo un aumento en el número de parches (NP) en un 74% de 1989 a 2005; las métricas como densidad de borde (ED) y dimensión fractal (PAFRAC) también aumentaron. Los siguientes períodos (2010, 2015 y 2020), por el contrario, parecen indicar un proceso de pérdida gradual de los parches y áreas de las coberturas naturales, pero una menor fragmentación. A través de la intensificación de las actividades antropogénicas en la década de los 80 y 90 (Sánchez-Gil et al. 2004), es una de las razones por las cuales en el primer período (1981-2005) se registró la mayor fragmentación.

En los siguientes períodos, aunque el número de asentamientos humanos creció en los alrededores de los bosques de manglar y dentro de la llanura costera del Golfo de México, con la población rural dependiente de los recursos extraídos de los bosques de manglar, humedales y selvas, la

fragmentación ya no fue severa. Otra de las explicaciones de esta dinámica es que el área de estudio es una región que tiene una historia compleja de desarrollo por su transición económica. En los años 70, era un área principalmente rural y aislada; para los años 80 en adelante, sufrió un rápido crecimiento a zonas de ganadería extensiva, desarrollo de los procesos de exploración, producción, transporte y refinación de petróleo (Sánchez-Gil et al. 2004), lo cual ejerció un cambio del paisaje costero. Donde los manglares, otra vegetación y otros humedales han presentado procesos de fragmentación a diferentes escalas.

De los resultados a nivel de clase, se desprende que, de 1981 a 2005, las clases naturales como otra vegetación y otros humedales tuvieron un aumento importante de parches de más del 90% y una disminución del porcentaje de área que ocupan en el paisaje. Las coberturas antrópicas agrícola-pecuaria y desarrollo antrópico aumentaron el número de parches (92% y 52%, respectivamente) y su área de ocupación. En los siguientes períodos, tanto las coberturas naturales como antrópicas presentan una disminución constante del número de parches, sin embargo, las clases naturales van disminuyendo su área y las antrópicas aumentando. Para la clase de manglares, se presentó un aumento del número de parches (NP) de 39%, una disminución del porcentaje del paisaje total (PLAND), de 1981 a 2005. Estos resultados son coincidentes con lo encontrado en un estudio realizado en la Reserva de Biosfera Pantanos de Centla en Tabasco (Guerra y Gaona 2006). Además, para los siguientes períodos de análisis, el número de parches (NP) disminuyó paulatinamente. Por el contrario, el porcentaje total del paisaje (PLAND) aumentó su área. El fragmento más grande de manglar (LPI) fue disminuyendo gradualmente de 1981 hasta 2020.

Los bosques de manglar no son inmunes a la pérdida de área, están consolidando sus fragmentos de mayor tamaño y al mismo tiempo reduciendo el área de los parches menores de 100 ha. Existe una pérdida de los parches menores de 10 ha que se encuentran aislados o dispersos en la matriz agrícola-ganadera y desarrollo antrópico. Un estudio realizado en México sobre la antropización de las costas concluyó que los ambientes costeros asociados a manglares están dominados por la intensificación sostenida de las actividades humanas y la competencia por el espacio (Samuel et al. 2019). Entonces, basar las prioridades de conservación en la tasa de pérdida de manglares podría no reflejar los procesos de fragmentación y la pérdida de las funciones asociada a este proceso.

Las tendencias de fragmentación de los parches en el paisaje podrían explicarse por varias razones. La primera es que esta área ha sido un centro importante de extracción de petróleo y gas. Alcanzando su máxima producción para el año 2005 (Avalos et al. 2021), las reservas más grandes terrestres y marinas se encuentran en el Golfo de México (González-López y Giampietro 2018). Igual, hubo un aumento rápido y sin planificación de infraestructuras de comunicación terrestres y marítimas (drenes, canales, plataformas). Por lo que se desecaron tierras por el desarrollo de estas

infraestructuras, lo que aumentó las áreas disponibles para agricultura y ganadería (Rodríguez García et al. 2022). También en la región, ha existido un impulso de la industria de la palma de aceite desde los años 90. El gobierno federal incentivó políticas para utilizar las tierras sin uso productivo y terrenos abandonados (Isaac-Márquez 2021) del trópico húmedo (Chiapas, Campeche, Tabasco y Veracruz).

Estas actividades han conducido las dinámicas sociales y económicas actuales que reconfiguraron el paisaje del territorio. Facilitaron procesos de fragmentación, cambios en la cobertura de parches naturales y degradación del paisaje del área de estudio. Los resultados de los cambios en los parches y pérdidas revelan dos áreas principales donde se desarrollan las mayores transiciones y procesos de fragmentación: pérdida de cobertura y degradación del territorio. Una dentro de la reserva de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT) en el estado de Campeche y la otra en el complejo lagunar Carmen-Pajonal-Machona en el estado de Tabasco. En los manglares de la APFFLT que contiene el parche más grande (LPI) de manglares del paisaje y que gradualmente ha ido disminuyendo en cada período analizado. Está perdiendo áreas en los bordes del fragmento, en las zonas colindantes a coberturas agrícola-pecuaria, otros humedales y desarrollo antrópico. El área está fuertemente impulsada por el desarrollo de la agroindustria de la palma de aceite (Isaac-Márquez 2021), y la extracción de petróleo en alta mar (González-López y Giampietro 2018).

Por el contrario, los manglares asociados al complejo lagunar Carmen-Pajonal-Machona está extendiendo su área. Consolidando sus fragmentos más grandes, perdiendo la mayoría de los fragmentos pequeños que se adhieren a los parches más grandes o se diluyen dentro de la matriz agrícola-pecuaria. Esta parte tiene más de 80 km de canales construidos, apertura del litoral de la barra de panteones en 1975 con una salinización de más de 60,000 ha de suelo (Zavala, 1988; Ortiz y Peña, 1993). Y un proceso de subsidencia, lo que presenta un avance de la línea de costa hacia el continente (Ortiz, et al. 2005). Además, son el principal productor de petróleo en tierra (González-López y Giampietro 2018).

De acuerdo con las tendencias actuales de las métricas espaciales en la clase de manglar, se esperarían parches consolidados y grandes en el futuro. Los manglares están ganando más área de la que pierden, el número de parches (NP) disminuye y la forma del paisaje (LSI) se mantiene como parches irregulares. Una de las mayores pérdidas de área es para los parches más pequeños, principalmente, los no cercanos a los parches más grandes de manglar; aquellos que están circundantes a las zonas agrícola-pecuaria y desarrollo antrópico. Sin embargo, se necesita investigación a una escala más local para comprender los factores que impulsan las diferencias en las métricas espaciales en la clase de manglar, que tiene diferentes dinámicas hidrológicas, sociales, culturales y de manejo.

3.5.2 Conectividad: importancia de los parches individuales de manglar

El paisaje presenta diferentes características intrínsecas para cada parche y distintas posiciones topológicas, por lo que cada parche individual tiene una función en el paisaje en general (Saura y Rubio 2010). Ante el aumento de las presiones sobre las poblaciones naturales, por perturbaciones antropogénicas y climáticas, el conocimiento de la conectividad es importantes para establecer acciones de gestión a las escalas espaciales apropiadas (Binks et al. 2019). Se identificaron los parches de manglares más importantes para mantener la conectividad y se exploró la importancia de los parches pequeños, principalmente, para especies que se dispersan largas distancias. Los resultados evidencian una baja conectividad de los parches de manglares en el área, con parches de manglares mal conectados, especialmente en distancias de dispersión cortas. Esta información da pauta para la comprensión de las dinámicas de los parches de manglar a nivel de paisaje.

Por su parte, investigaciones previas en el área solo exploraron los cambios de uso de suelo, fragmentación o problemas socioambientales (Hernández Melchor 2013, Guerra y Gaona 2006, Villalobos Zapata et al. 1999, Cissell et al. 2018). En los que mencionan los factores que han influido en el diseño del paisaje actual, como la agricultura intensiva, la ganadería y la industria de hidrocarburos fuertemente asociados con el crecimiento poblacional (Avalos et al. 2021) y contribuyen entre sí como los principales motores de cambio en el área de estudio. Estos impulsores desencadenaron indirectamente los cambios en la cobertura del manglar, humedales y otra vegetación; la fragmentación y la baja conectividad.

Los resultados del número de componente (NC) mostraron que los parches de bosque de manglar se agrupaban, principalmente, en uno o dos NC para las especies de dispersión a larga distancia (6000 y 12000 m). Esto indicaría que especies de aves, mamíferos voladores (murciélagos), mamíferos medianos y grandes podrían dispersarse con mayor libertad. En el caso de las aves como grupo funcional, su alta movilidad permite vincular hábitats de manglares espacialmente separados, así como la conectividad de manglares con otros hábitats terrestres y marinos. De igual manera, los murciélagos facilitan la conectividad de los ecosistemas costeros de manera similar a las aves (Buelow y Sheaves 2015).

A distancias más cortas (500 y 1000 m), los parches se dividieron en diferentes componentes, registrando hasta 182 NC, lo que estaría funcionando para especies de dispersión corta como anfibios, reptiles y mamíferos pequeños. Algunas especies de anfibios y reptiles han colonizado con éxito y son dependientes de los bosques de manglar; mientras que un gran número ingresan en forma oportunista para acceder a los recursos y se desplazan a otros hábitats (Nagelkerken et al. 2008). Por lo que es relevante notar que la importancia no solo radica en mantener el paisaje funcionando como

uno solo, sino en proveer una mayor cantidad de enlaces, para que existan mayores rutas de conexión entre parches.

Los parches individuales tienen diferentes roles en el paisaje, de acuerdo con los resultados del dPC (Figura 4). Se identificaron diez parches que presentan una mayor contribución para el mantenimiento de la conectividad de especies con diferentes distancias de dispersión. Estos parches tienen un alto dPC_{intra}, por lo que pueden servir como sitios de refugio, alimentación y reproducción (Nagelkerken et al. 2008). Además, la contribución relativa de los parches en términos de conectividad para las cuatro distancias de dispersión tiene un alto dPC_{flux}. Lo que significa que los parches funcionan como áreas de flujos de dispersión entre diferentes parches. Esto podría deberse a que la conectividad general de los parches aumentó con la distancia de dispersión, por lo tanto, estos son más accesibles para especies de dispersión larga.

En segundo orden de importancia, la contribución relativa de los parches se da por el dPC_{connector}, lo que indica que diversos parches están funcionando como áreas de trampolín *stepping stones* hacia otros. Por lo tanto, es importante mantener o mejorar la calidad de los parches más grandes para garantizar su persistencia en el largo plazo, de modo que estos mantengan especies y poblaciones de especies de dispersión limitada. Una gran cantidad de especies de fauna modifican sus movimientos y su área de distribución en relación con el tipo particular y la calidad del hábitat que ocupan (Nagelkerken et al. 2008).

Los parches más grandes son los que tienen los valores más altos de dPC en el paisaje en general. Sin embargo, esto no significa que los más pequeños no cumplan una función o que sea depreciable para las especies y que puedan eliminarse. La ubicación de los parches pequeños de manglar en el paisaje les permite funcionar como trampolines, principalmente, para las especies que se desplazan grandes distancias. Aunque la mayoría de estos parches pequeños parecen tener una importancia baja, cuando estos se eliminaron del paisaje, el número de parches a distancias de dispersión de 500 y 1000 m disminuyó considerablemente. Aunque tienen un área más pequeña, estos parches juegan un papel importante en la disponibilidad general del hábitat, diferente a lo que se puede esperar solo del área que proporcionan (Saura et al. 2011).

Las especies restringidas por la distancia de dispersión, frecuentemente, no se desplazan entre parches o requieren de áreas de paso hasta llegar a su parche objetivo. La ubicación de pequeños parches en el paisaje puede funcionar como trampolines, promoviendo la dispersión de especies a distancias más largas (Buelow y Sheaves 2015). Dichos parches más pequeños funcionan como peldaños entre los más grandes, lo que puede reducir su aislamiento y facilitar el movimiento o dispersión de especies (Saura et al. 2014). Los resultados mostraron que los parches pequeños en el área funcionan como escalones, aumentando la conectividad forestal para las especies en todas las distancias de dispersión.

Los resultados de la identificación de los parches de mayor importancia y de los parches pequeños para la conectividad general del paisaje es un aporte relevante, ya que no se tiene la capacidad de proteger todos los parches, por lo que los esfuerzos de conservación o restauración podrían incluir estas áreas identificadas, lo que idealmente conduciría a mejorar la conectividad de los bosques de manglar. Una recomendación derivada del estudio sería implementar acciones de conservación para los parches con los valores de dPC más altos, con el fin de promover la conectividad del paisaje, así como los parches pequeños con valores altos de dPCflux o dPCconnector que se encuentren en riesgo por las presiones antrópicas.

3.6 Conclusiones

La investigación proporciona datos sobre métricas espaciales del paisaje y bosques de manglares de la llanura costera del Golfo de México. Los resultados mostraron que la cobertura de manglares pasó por un proceso de fragmentación, pero actualmente las pérdidas son menores a las ganancias de área. Además, son una línea base de datos que proporcionan información a las dependencias estatales de medioambiente y otras dependencias importantes a la toma de decisiones estratégicas para prevenir la pérdida de manglares, una planificación de gestión y conservación de los manglares del área.

Los patrones espaciales encontrados en esta investigación dan una idea de los impulsores de la fragmentación y conectividad del área de estudio. Estos impulsores sugieren que el cambio de áreas para cultivos, pastizales y desarrollo antrópico son las principales actividades humanas asociadas a los cambios en la configuración espacial del área de estudio. Para futuras investigaciones, sería importante evaluar la relación entre estos impulsores inmediatos y subyacentes como la aplicación de la legislación ambiental, la economía, pobreza y el desarrollo económico, para una comprensión más completa de las implicaciones de la fragmentación y pérdida de conectividad de los bosques de manglar en la región.

La cuantificación de la conectividad de los bosques de manglar en el paisaje a diferentes distancias de dispersión en la región, sin datos de una especie específica, sino utilizando información de especies que se han registrado y utilizando el enfoque de teoría de grafos, hizo posible identificar los fragmentos que contribuyen en mayor medida a la conectividad. Se identifica que los parches proporcionan, principalmente, áreas de flujo para las especies y áreas de paso como trampolines hacia otros parches. Estos resultados brindan un primer acercamiento de resultados bajo este enfoque, para la priorización de las áreas por conservar de manglares dentro del paisaje. Finalmente, como recomendación, la conectividad ecológica debe ser considerada uno de los principales objetivos por alcanzar con medidas de planificación, teniendo como objetivo la conservación de los bosques de manglar.

3.7 Literatura citada

Abdullah, SA; Nakagoshi, N. 2007. Forest fragmentation and its correlation to human land use change in the state of Selangor, peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management* 241(1-3):39-48. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.12.016>.

Amaral, YT; Santos, EM dos; Ribeiro, MC; Barreto, L. 2019. Landscape structural analysis of the Lençóis Maranhenses national park: implications for conservation (en línea). *Journal for Nature Conservation* 51(September 2018):125725. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125725>.

Avalos, VR; Elia, D; Mu, R; Jurado, AM. 2021. El petróleo en Tabasco: propuesta para una periodización (en línea). *Revista Mexicana de Sociología* 83(1):129-155. Disponible en <http://revistamexicanadesociologia.unam.mx/index.php/rms/article/view/60025/53119>.

Baharlouii, M; Mafi Gholami, D; Abbasi, M. 2019. Investigating mangrove fragmentation changes using landscape metrics. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives* 42(4/W18):159-162. DOI: <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W18-159-2019>.

Suyadi; Gao, J; Lundquist, CJ; Schwendenmann, L. 2018. Characterizing landscape patterns in changing mangrove ecosystems at high latitudes using spatial metrics (en línea). *Ecological Modelling* 215(February):103-110. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.005>.

Barba-Macías, E; Mesa-Jurado, A; Espinoza-Tenorio, A; Ortega-Argueta, A. 2018. Biodiversity Conservation in the Pantanos de Centla Biosphere Reserve: Ecological and Socioeconomic Threats. Ortega-Rubio, A. (eds) *Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation*. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-90584-6_20.

Binks, RM; Byrne, M; McMahon, K; Pitt, G; Murray, K; Evans, RD. 2019. Habitat discontinuities form strong barriers to gene flow among mangrove populations, despite the capacity for long-distance dispersal. *Diversity and Distributions* 25(2):298-309. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.12851>.

Blanco, JA; Ameztegui, A; Rodríguez, F. 2020. Modelling Forest Ecosystems: a crossroad between scales, techniques and applications. *Ecological Modelling* 425(April). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109030>.

Bryan-Brown, DN; Connolly, RM; Richards, DR; Adame, F; Friess, DA; Brown, CJ. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports* 10(1):1-9. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>.

Buelow, C; Sheaves, M. 2015. A birds-eye view of biological connectivity in mangrove systems (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 152:33-43. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.10.014>.

Cissell, JR; Delgado, AM; Sweetman, BM; Steinberg, MK. 2018. Monitoring mangrove forest dynamics in Campeche, Mexico, using Landsat satellite data (en línea). *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 9(March 2017):60-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.12.001>.

Conti, LA; de Araújo, CAS; Cunha-Lignon, M. 2016. Spatial database modeling for mangrove forests mapping; example of two estuarine systems in Brazil. *Modeling Earth Systems and Environment* 2(2). DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0129-3>.

Cooper, NW; Marra, PP. 2020. Hidden Long-Distance Movements by a Migratory Bird (en línea). *Current Biology* 30(20):4056-4062.e3. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.07.056>.

d'Acampora, BHA; Higuera, E; Román, E. 2018. Combining different metrics to measure the ecological connectivity of two mangrove landscapes in the Municipality of Florianópolis, Southern Brazil (en línea). *Ecological Modelling* 384(December 2017):103-110. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.06.005>.

Domínguez-Domínguez, M; Zavala-Cruz, J; Martínez-Zurimendi, P. 2011. Manejo Forestal Sustentable de los Manglares de Tabasco (en línea). Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados :137 p. Disponible en http://www.colpos.mx/web11/pdf/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf%5Cnhttp://www.colpos.mx/tabasco/vinculacion/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf.

Du, J; Xie, M; Wang, Y; Chen, Z; Liu, W; Liao, J; Chen, B. 2020. Connectivity of fish assemblages along the mangrove-seagrass-coral reef continuum in Wenchang, China. *Acta Oceanologica Sinica* 39(8):43-52. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13131-019-1490-7>.

Echeverria, C; Coomes, DA; Hall, M; Newton, AC. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* 212(3-4):439-449. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.045>.

García-Morales, R. 2021. Lista actualizada de los murciélagos de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, cuencas Grijalva-Usumacinta (en línea). *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 1(1):1-10. DOI: <https://doi.org/10.19136/era.a8n1.2656>.

García-Morales, R; Gordillo-Chávez, EJ; Valdez-Leal, J de D; Pacheco-Figueroa, CJ. 2014. Las áreas naturales protegidas y su papel en la conservación de los murciélagos del estado de Tabasco, México. *Therya* 5(3):725-736. DOI: <https://doi.org/10.12933/therya-14-217>.

González-López, R; Giampietro, M. 2018. Relational analysis of the oil and gas sector of Mexico: Implications for Mexico's energy reform. *Energy* 154:403-414. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.04.134>.

Guerra, VM; Gaona, SO. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas* 59:7-25.

Hasan, S; Triest, L; Afrose, S; De Ryck, DJR. 2018. Migrant pool model of dispersal explains strong connectivity of *Avicennia officinalis* within Sundarban mangrove areas: Effect of fragmentation and replantation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 214(February):38-47. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.007>.

Hauser, LT; Nguyen Vu, G; Nguyen, BA; Dade, E; Nguyen, HM; Nguyen, TTQ; Le, TQ; Vu, LH; Tong, ATH; Pham, HV. 2017. Uncovering the spatio-temporal dynamics of land cover change and fragmentation of mangroves in the Ca Mau peninsula, Vietnam using multi-temporal SPOT satellite imagery (2004–2013) (en línea). *Applied Geography* 86:197-207. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.06.019>.

Hernández Melchor, GI. 2013. Legislación, cambio de uso de suelo y reforestación en manglares de Cárdenas, Tabasco (en línea). :139. Disponible en <http://files/131/Melchor - 2013 - POSTGRADO EN AGROECOSISTEMAS TROPICALES.pdf>.

Herrera, LP; Sabatino, MC; Jaimes, FR; Saura, S. 2017. Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation* 26(14):3465-3479. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1416-7>.

Hidalgo-Mihart, MG; Contreras-Moreno, FM; Jesús-De La Cruz, A; Juárez-López, R; Bravata De La Cruz, Y; Pérez-Solano, LA; Hernández-Lara, C; Friedeberg, D; Thornton, D; Koller-González, JM. 2017. Inventory of medium-sized and large mammals in the wetlands of laguna de terminos and pantanos de centla, Mexico. *Check List* 13(6):711-726. DOI: <https://doi.org/10.15560/13.6.711>.

Hidalgo-Mihart, MG; Contreras-Moreno, FM; De La Cruz, AJ; Juárez-López, R; Valera-Aguilar, D; Pérez-Solano, LA; Hernández-Lara, C. 2015. Registros recientes de jaguar en Tabasco, norte de Chiapas y oeste de Campeche, México (en línea). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86(2):469-477. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.019>.

Isaac-Márquez, R. 2021. La expansión del cultivo de la palma de aceite en Campeche. De los pequeños productores a la agroindustria transnacional. *Región Y Sociedad* 33:e1370. DOI: <https://doi.org/10.22198/rys2021/33/1370>.

Iuit, LRC; Machkour-M'Rabet, S; Espinoza-Ávalos, J; Hernández-Arana, HA; López-Adame, H; Hénaut, Y. 2020. Genetic structure and connectivity of the red mangrove at different geographic scales through a complex transverse hydrological system from freshwater to marine ecosystems. *Diversity* 12(2). DOI: <https://doi.org/10.3390/d12020048>.

Kelt y Van Vuren, D. 2015. Home ranges of Recent mammals. *Ecology*. *Ecology* 96(January):2015. DOI: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1890/14-2264.1>.

Liu, D; Wang, X; Aminjafari, S; Yang, W; Cui, B; Yan, S; Zhang, Y; Zhu, J; Jaramillo, F. 2020. Using InSAR to identify hydrological connectivity and barriers in a highly fragmented wetland. *Hydrological Processes* 34(23):4417-4430. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.13899>.

McGarigal, K; Cushman, SA; Neel, MC; Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps (en línea). *Analysis* 3.3(2007): The following citation is recommended by the autho. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

Nagelkerken, I; Blaber, SJM; Bouillon, S; Green, P; Haywood, M; Kirton, LG; Meynecke, JO; Pawlik, J; Penrose, HM; Sasekumar, A; Somerfield, PJ. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany* 89(2):155-185. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>.

Pacheco-Figueroa, CJ; Valdez-Leal, JDD; Gama-Campillo, LM; Gordillo-Chávez, EJ; Moguel-Ordoñez, EJ; Rangel Ruíz, LJ; García-Morales, R; Mata Zayas, EE; Luna Ruíz, R del C. 2015. Sistemas Agrícolas Como Refugio De Herpetofauna En Zonas De Acreción-Retroceso Y Erosión Costera, En Tabasco, México. (en línea). *Agro Productividad* 8(5). Disponible en <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/687/555>.

Rangel-Negrín, A; Coyohua-Fuentes, A; Canales-Espinosa, D; Dias, PAD. 2014. Mammal assemblages in forest fragments and landscapes occupied by black howler monkeys. *Primates* 55(3):345-352. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10329-014-0415-5>.

Rodríguez-Zúñiga, MT; Troche-Souza, C; Cruz-López, MI; Rivera-Monroy, VH. 2022. Development and Structural Organization of Mexico's Mangrove Monitoring System (SMMM) as a Foundation for Conservation and Restoration Initiatives: A Hierarchical Approach. *Forests* 13(4). DOI: <https://doi.org/10.3390/f13040621>.

- Rodríguez García, HI; Ramos Muñoz, D; Ramírez Pacheco, AA. 2022. Infraestructuras y transformaciones territoriales en Tabasco, México (1950-2017): un acercamiento desde la cartografía social Infrastructures and territorial transformations from social cartography. *Economía, Sociedad y Territorio* xxii(69):571-601.
- Romero-Berny, EI; Acosta-Velázquez, J; Tovilla-Hernández, C; Schmook, B; Gómez-Ortega, R. 2015. Cambios De Cobertura Y Fragmentación de Manglares en la Región del Soconusco, Chiapas, México, 1994-2011. *Revista Geográfica de América Central* 54:153-169.
- Saco, PM; Rodríguez, JF; Moreno-de las Heras, M; Keesstra, S; Azadi, S; Sandi, S; Baartman, J; Rodrigo-Comino, J; Rossi, MJ. 2020. Using hydrological connectivity to detect transitions and degradation thresholds: Applications to dryland systems. *Catena* 186(November 2019). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104354>.
- Samuel, VS; Humberto, VLL; Teresa, RZM; Isabel, CLM. 2019. Anthropization in the coastal zone associated with Mexican mangroves (2005–2015). *Environmental Monitoring and Assessment* 191(8). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7661-3>.
- Sánchez-Gil, P; Yáñez-Arancibia, A; Ramírez-Gordillo, J; Day, JW; Templet, PH. 2004. Some socioeconomic indicators in the Mexican states of the Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management* 47(11-12 SPEC. ISS):581-596. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.12.003>.
- Sánchez Hernández, C; Romero Almaraz, MDL; Colín Martínez, H; García Estrada, C. 2001. Mamíferos De Cuatro Áreas Con Diferente Grado De Alteración En El Sureste De México. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)* 48(84):35-48. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.2001.84841838>.
- Santiago-Plata, VM; Valdez-Leal, JD; Pacheco-Figueroa, CJ; de la Cruz-Burelo, F; Moguel-Ordóñez, EJ. 2013. Aspectos ecológicos de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en el camino La Veleta en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Therya* 4(2):265-280. DOI: <https://doi.org/10.12933/therya-13-131>.
- Saura, S; Bodin, Ö; Fortin, MJ. 2014. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology* 51(1):171-182. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>.
- Saura, S; Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83(2-3):91-103. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>.

Saura, S; Rubio, L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33(3):523-537. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>.

Saura, S; Vogt, P; Velázquez, J; Hernando, A; Tejera, R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management* 262(2):150-160. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.017>.

Siqueira-Gay, J; Sonter, LJ; Sánchez, LE. 2020. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy* 67(March). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101662>.

Suyadi; Gao, J; Lundquist, CJ; Schwendenmann, L. 2018. Characterizing landscape patterns in changing mangrove ecosystems at high latitudes using spatial metrics (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 215(October):1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.005>.

Tapia-Armijos, MF; Homeier, J; Espinosa, CI; Leuschner, C; De La Cruz, M. 2015. Deforestation and forest fragmentation in south Ecuador since the 1970s - Losing a hotspot of biodiversity. *PLoS ONE* 10(9):1-18. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>.

Temino-Boes, R; Romero-López, R; Romero, I. 2019. A spatiotemporal analysis of nitrogen pollution in a coastal region with mangroves of the Southern Gulf of Mexico. *Water (Switzerland)* 11(10). DOI: <https://doi.org/10.3390/w11102143>.

Thorhaug, AL; Poulos, HM; López-Portillo, J; Barr, J; Lara-Domínguez, AL; Ku, TC; Berlyn, GP. 2019. Gulf of Mexico estuarine blue carbon stock, extent and flux: Mangroves, marshes, and seagrasses: A North American hotspot (en línea). *Science of the Total Environment* 653:1253-1261. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.011>.

Tran, LX; Fischer, A. 2017. Spatiotemporal changes and fragmentation of mangroves and its effects on fish diversity in Ca Mau Province (Vietnam). *Journal of Coastal Conservation* 21(3):355-368. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11852-017-0513-9>.

Uezu, A; Metzger, JP; Vielliard, JME. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123(4):507-519. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>.

Valderrama-Landeros, L; Blanco y Correa, M; Flores-Verdugo, F; Álvarez-Sánchez, LF; Flores-de-Santiago, F. 2020. Spatiotemporal shoreline dynamics of Marismas Nacionales, Pacific coast of

Mexico, based on a remote sensing and GIS mapping approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 192(2). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8094-8>.

Valderrama, L; Troche, C; Rodriguez, MT; Marquez, D; Vázquez, B; Velázquez, S; Vázquez, A; Cruz, MI; Ressler, R. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 Period. *Wetlands* 34(4):747-758. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>.

Valdez-Leal, JDD; Pacheco-Figueroa, CJ; Méndez-López, E; Rangel-Ruíz, LJ; Moguel-Ordoñez, EJ; Arriga-Weiss, SL; Mata-Zayas, EE; Gama-Campillo, LM; Gordillo-Chávez, EJ; García-Morales, R; Luna-Ruíz, RDC. 2015. La Comunidad De Las Aves En Tres Hábitats De La Planicie De Tabasco, México. *Bird Communities in Three Habitats of the Tabasco Plain, México*. :69-73.

Valdez Leal, J de D; Hernández Morales, ES; Pacheco Figueroa, CJ; Hernández Sánchez, FJ; Moguel Ordoñez, EJ. 2022. Bat community structure in the Tabasco Plain wetlands. *Agro Productividad* :93-101. DOI: <https://doi.org/10.32854/agrop.v14i6.2200>.

Villalobos Zapata, GJ; Yáñez-Arancibia, A.; Day Jr, JW; Lara-Domínguez, a. L. 1999. Ecología y Manejo de los Manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México (en línea). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* :263-274. Disponible en http://www1.inecol.edu.mx/ecosistemasdemanglar/Cap_17.pdf.

Wang, Z; Yang, Z; Shi, H; Han, L. 2021. Effect of forest connectivity on the dispersal of species: A case study in the Bogda World Natural Heritage Site, Xinjiang, China. *Ecological Indicators* 125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107576>.

Zavala-Cruz, J; Ortíz-Pérez, MA. 2019. Geomorfología. En: *La biodiversidad del Estado de Tabasco. Estudio de Estado. Volumen I*. CONABIO. México :29-36.

Anexo 1:

Clases de cobertura asignadas a los mapas de manglares y sus coberturas adyacentes en la llanura costera del Golfo de México

ID	Clase	Descripción
1	Desarrollo antrópico	Poblados, estanques acuícolas, granjas camarонерías, salineras, caminos y carreteras, obras de infraestructura hidráulica.
2	Agrícola-pecuaria	Áreas de agricultura de temporal y riego, pastizales temporales y permanentes. Principalmente, incluye coberturas antrópicas.
3	Otra vegetación	Vegetación arbórea, principalmente vegetación natural de selvas bajas inundables, selvas medianas y altas, vegetación secundaria
4	Sin vegetación	Áreas sin vegetación, con erosión y playas
5	Manglar	Áreas de vegetación arbustiva o arbórea que incluyan las siguientes especies en asociación o una sola especie: mangle blanco (<i>Laguncularia racemosa</i>), mangle rojo (<i>Rhizophora mangle</i>), mangle negro (<i>Avicennia germinans</i>) y mangle botoncillo (<i>Conocarpus erectus</i>).
6	Manglar perturbado	Fragmentos de árboles o arbustos de manglar muerto o en regeneración. Cobertura que ha sido afectada por factores antrópicos o naturales.
7	Otros humedales	Vegetación de popal, tular, carrizal, pastizales inundables o vegetación hidrófila con individuos de mangle dispersos.
8	Cuerpos de agua	Lagunas, ríos, aguadas, esteros, bahías.

Fuente: elaboración propia adaptado de (Valderrama Landeros et al. 2017).

Anexo 2:

Estimaciones de métricas del paisaje de la llanura costera del Golfo de México a nivel de clase

Clase	1981								
	CA	AP	CA	DA	Mg	Mp	OV	OH	SV
1981	CA (ha)	179,237	259,657	11,742	181,793	17	481,264	288,970	5,619
	PLAND (5)	12.73	18.44	0.83	12.91	0.00	34.17	20.52	0.40
	LPI (%)	1.65	14.03	0.10	3.48	0.00	8.82	5.94	0.06
	NP	2,883	2,158	7,813	1,737	13	3,493	5,552	847
	ED	10.78	5.32	3.21	8.76	0.01	16.39	15.54	0.65
	LSI	91.91	37.55	105.16	72.79	5.82	84.16	104.22	38.63
	PAFRAC	1.37	1.38	1.63	1.39	1.68	1.36	1.38	1.45
	AI	93.55	97.85	71.06	94.94	60.29	96.40	94.24	84.87
2005	CA	237,692	270,468	25,786	173,370	126	476,958	222,339	1,558
	PLAND	16.88	19.21	1.83	12.31	0.01	33.87	15.79	0.11
	LPI	1.74	14.10	0.21	3.09	0.00	9.57	1.93	0.00
	NP	5,532	3,443	11,898	2,408	21	7,405	10,906	984
	ED	18.58	6.53	5.78	9.89	0.02	22.58	22.72	18.58
	LSI	136.64	45.11	128.04	83.88	6.75	116.13	171.71	53.89
	PAFRAC	1.43	1.39	1.62	1.42	1.27	1.42	1.45	1.58
	AI	91.65	97.45	76.21	94.02	84.18	95.00	89.13	59.36
2010	CA	246,841	271,190	27,989	172,209	558	475,755	212,240	1,515
	PLAND	17.53	19.26	1.99	12.23	0.04	33.78	15.07	0.11
	LPI	1.88	14.11	0.21	3.02	0.01	9.84	1.69	0.01
	NP	4,112	3,027	11,868	2,333	61	5,826	8,845	852
	ED	16.59	6.46	6.25	9.65	0.10	19.36	20.14	16.59
	LSI	120.16	44.73	132.91	81.92	14.26	99.86	155.65	50.74
	PAFRAC	1.41	1.39	1.62	1.41	1.41	1.40	1.43	1.59
	AI	92.80	97.48	76.29	94.14	82.90	95.70	89.92	61.29
2015	CA	250,057	276,502	30,512	174,913	1,645	465,919	207,077	1,674
	PLAND	17.76	19.63	2.17	12.42	0.12	33.08	14.70	0.12
	LPI	1.52	14.37	0.21	2.99	0.01	9.13	1.61	0.01
	NP	3,286	3,563	12,145	2,397	187	4,529	7,283	875
	ED	15.36	7.18	6.71	9.88	0.30	17.58	17.83	15.36
	LSI	110.74	49.23	136.55	83.16	26.26	91.69	139.72	49.87
	PAFRAC	1.40	1.39	1.61	1.41	1.42	1.37	1.41	1.58
	AI	93.41	97.25	76.67	94.10	81.13	96.01	90.85	63.88
2020	CA	253,189	275,201	34,271	180,134	805	464,661	198,198	1,840
	PLAND	17.98	19.54	2.43	12.79	0.06	32.99	14.07	0.13
	LPI	3.00	14.32	0.21	2.99	0.01	9.35	1.21	0.01
	NP	2,897	3,389	11,367	2,243	100	3,932	6,943	779
	ED	15.83	6.88	7.49	10.03	0.14	16.31	17.57	0.44
	LSI	113.31	47.23	143.64	83.19	16.84	85.32	140.66	52.65
	PAFRAC	1.40	1.39	1.61	1.41	1.34	1.36	1.41	1.59
	AI	93.30	97.35	76.83	94.19	83.00	96.29	90.58	63.61

Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA= Desarrollo antrópico; Mg: Manglares; Mp=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; O= Otros, OH= Otros humedales; SV= Sin vegetación.

4 Artículo 3: Influencias antropogénicas en los cambios de cobertura de los bosques de manglar en la llanura costera del Golfo de México

4.1 Resumen

La región de la llanura costera del Golfo de México ha experimentado un período de intervenciones antrópicas, que han impactado directa o indirectamente en la deforestación, cambio de uso de suelo, fragmentación y degradación de la cobertura de los manglares, humedales y selvas en las últimas décadas. Factores como el cambio de uso de suelo tienen un efecto directo, mientras que otros como los económicos actúan indirectamente. Las coberturas naturales de la región están en constante cambio, por desarrollos económicos y sociales como la industria petroquímica, agricultura, ganadería y crecimiento de la población. En este trabajo, se hizo una evaluación bajo el marco conceptual Impulsores-Presiones-Estado-Impactos-Respuesta (DPSIR por sus siglas en inglés), con el objetivo de identificar y discutir los motores socioeconómicos (1980-2020) que generaron diversas presiones a la zona costera del área de estudio. A través de una revisión de los principales impulsores antropogénicos que influyen en el cambio de la cobertura de manglares, las presiones y las respuestas políticas y sociales durante los últimos 40 años. Las políticas de conservación, restauración y manejo han contribuido a una disminución de las presiones sobre el manglar, pero los anteriores impulsores, como la construcción de canales, crecimiento poblacional, agricultura y ganadería combinados con nuevas presiones como la palma de aceite, podrían influir en desestabilizar las ganancias de cobertura.

4.2 Introducción

El ecosistema de manglar es reconocido por su importante contribución de servicios ecosistémicos que respaldan el bienestar humano de diferentes maneras (Giri y Muhlhausen 2008, Fries et al. 2020). Estos ecosistemas son altamente productivos, se consideran un pilar para el funcionamiento de las pesquerías en el mundo, además, en ellos se desarrollan diferentes tipos de algas, invertebrados y vertebrados, en grandes densidades (Nagelkerken et al. 2008). Tienen una alta eficiencia en el secuestro y almacenamiento de carbono orgánico, lo que es importante para la regulación del clima (Donato et al. 2011).

Los manglares para las comunidades humanas son un ecosistema importante, dado que prestan servicios directos como la protección de las costas, donde actúan como barreras para el flujo y amortiguamiento de huracanes, tormentas o tsunamis mitigando las pérdidas en las actividades económicas, causadas por estos eventos hidrometeorológicos (Koh et al. 2018, del Valle et al. 2020). Además, mejoran la calidad del agua en las áreas costeras por la asimilación de nutrientes y captura de sedimentos. Proporcionan alimentos, medicinas, combustibles y materiales para construcción

(Fries et al. 2020). Por lo que la economía de las comunidades costeras en los trópicos y subtrópicos está vinculada a los manglares, desempeñando un papel importante en los medios de vida (Ambastha et al. 2010).

Se estima que el 60% de la población mundial vive en las zonas costeras (Nguyen 2014). Generalmente, tienen mayor densidad poblacional, altas tasas de crecimiento demográfico, urbanización, alta concentración de infraestructuras y actividades económicas (Melet et al. 2020). Existe una tendencia de la población mundial de vivir cerca o en las zonas costeras, por lo que se espera que la población costera continúe creciendo en los próximos años; asociada a la tendencia global de la urbanización, las condiciones económicas y las grandes áreas agrícolas en deltas fértiles y llanuras costeras (Hugo 2011, Melet et al. 2020). Esto mantiene un conflicto entre el uso que se le quiere dar a las costas y la conservación de estas (López-Portillo J. y Ezcurra 2002).

Los prejuicios hacia los bosques de manglar han influido en la gestión de este ecosistema, con la visión de que los humedales costeros tienen un valor limitado y su incentivo para el cambio de las coberturas a gran escala (Sarmin et al. 2016, Fries et al. 2020). Convirtiéndolo en uno de los ecosistemas con mayores amenazas por dinámicas constantes de cambio y degradación. Aunque las tasas de deforestación disminuyeron del 2% a alrededor de 0.13% por año en las últimas décadas (Bryan-Brown et al. 2020), se espera que los manglares se continúen fragmentando, especialmente en las regiones en desarrollo (Suyadi et al. 2018). Lo que conllevaría a la afectación de los servicios ecosistémicos, ya que muchos de ellos dependen del tamaño y la disposición de los fragmentos de los bosques de manglar (Bryan-Brown et al. 2020).

Sin embargo, la comprensión con respecto a los impulsores subyacentes de la dinámica espacio temporal de los bosques de manglares, en la mayoría de las regiones, sigue siendo inadecuada (Su et al. 2022). En muchos casos, porque los factores y causas varían de una región a otra, o son muy específicos de cada sitio, por lo que las pérdidas de manglares asociadas a estos no se comprenden apropiadamente (Nguyen 2014). Se han descrito diversos impulsores como el desarrollo de asentamientos humanos, agricultura, ganadería, acuicultura, industria, carreteras e infraestructura costera (Sánchez-Gil et al. 2004, Nguyen et al. 2013, Valderrama et al. 2014, Cissell et al. 2018) que, en muchos casos, son contrarios a los esfuerzos de manejo sostenible de los bosques de manglar (Su et al. 2022).

Para una mejor comprensión de estos factores, es necesario examinar cada posible elemento, en particular, las políticas de manejo y conservación (Nguyen 2014). En México, los principales factores documentados sobre la pérdida de los manglares son la agricultura, acuicultura, ganadería, desarrollo de infraestructura (carreteras, represas, drenes, tendido eléctrico), urbanización, desarrollo turístico y el desarrollo de la industria de hidrocarburos (López-Portillo y Ezcurra 2002, Valderrama et al. 2014,

Valderrama Landeros et al. 2017, Osland et al. 2018). Para la llanura costera del Golfo de México, los factores documentados son expansión urbana, actividades ganaderas y agrícolas, turismo, pesca y sector petrolero (Sánchez-Gil et al. 2004, Cissell et al. 2018, Domínguez-Domínguez et al. 2011). Entender la dinámica de las interacciones entre los humanos y, en este caso, los bosques de manglar, es importante para la gestión sostenible del ecosistema (Liu et al. 2020). Las zonas costeras son uno de los sistemas socioecológicos más complejos, donde las poblaciones humanas y otros organismos interactuarán entre sí, con intensas actividades económicas (Gari et al. 2015).

El marco teórico de impulsores, presiones, estado, impactos y respuesta (DPSIR en inglés) se está utilizando como un enfoque para analizar las relaciones socioecológicas, al plantear los vínculos entre los factores y los impactos (Ahmed et al. 2021). La metodología DPSIR es uno de los métodos que se está aplicando ampliamente en el marco de la gestión integrada de las zonas costeras (Pirrone et al. 2005, Karageorgis et al. 2006, Pacheco et al. 2007, Lin et al. 2007, Palmer et al. 2011, Gari et al. 2015, de Sousa-Felix et al. 2017, Huong et al. 2022); para explicar los impactos de urbanización y turismo en manglares (Avila-Flores et al. 2017, Swangjang y Kornpiphat 2021, Duguma et al. 2022), efectos de las presiones y los impulsores de la pérdida de bosques de manglares (Turschwell et al. 2020, Adams y Rajkaran 2020, Ahmed et al. 2021), carbono azul y su gestión (Quevedo et al. 2021). Los resultados de estas investigaciones son insumos para estrategias de gestión y políticas de manejo o conservación.

El incremento de las actividades socioeconómicas de la región sin una planificación adecuada a lo largo del tiempo ha generado conflictos entre los intereses del desarrollo, las economías locales y la conservación. Se han realizado intentos de documentar los cambios en el uso del suelo de la llanura costera del Golfo de México (Villalobos Zapata et al. 1999, Sánchez-Gil et al. 2004, Guerra y Gaona 2006, Hernández Melchor 2013, Hernández Melchor et al. 2017, Leyva-Ovalle et al. 2017, Cissell et al. 2018); pero no se ha explorado los factores de cambio, más allá de las transiciones entre coberturas. Por lo que el desarrollo de un marco que permita estructurar algunas de las relaciones que impulsan la dinámica de la cobertura de manglares podría ayudar a definir políticas de gestión del territorio (Turschwell et al. 2020). Por eso, esta investigación planteó como objetivo describir los principales factores antropogénicos que influyen en los cambios en la cobertura del manglar y las respuestas para el manejo o conservación del ecosistema utilizando el marco teórico DPSIR. Los resultados pueden ayudar a mejorar la gestión de los manglares de la llanura Costera del Golfo de México.

4.3 Métodos

4.3.1 Área de estudio

La llanura costera del Golfo de México es parte de la planicie del Golfo de México (Tabasco, Veracruz y Campeche). Tiene una extensión aproximada de 15,845 km² (Figura 4.1). Se considera un área importante para la conservación de humedales en México, por lo que se decretaron dos áreas naturales protegidas de carácter federal: la Reserva de Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) y el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos (APFFLT), con un área de 302,706 ha y 705,016 ha, respectivamente. Entre ambas reservas, se tiene un área de manglar de 121,714 ha que representan el 67% del manglar del área de estudio. Además, la población estimada es de un millón de personas, con tendencia de crecimiento, principalmente, en los grandes centros urbanos como Coatzacoalcos, Minatitlán, Ciudad del Carmen, Paraíso, Frontera y Palizada.

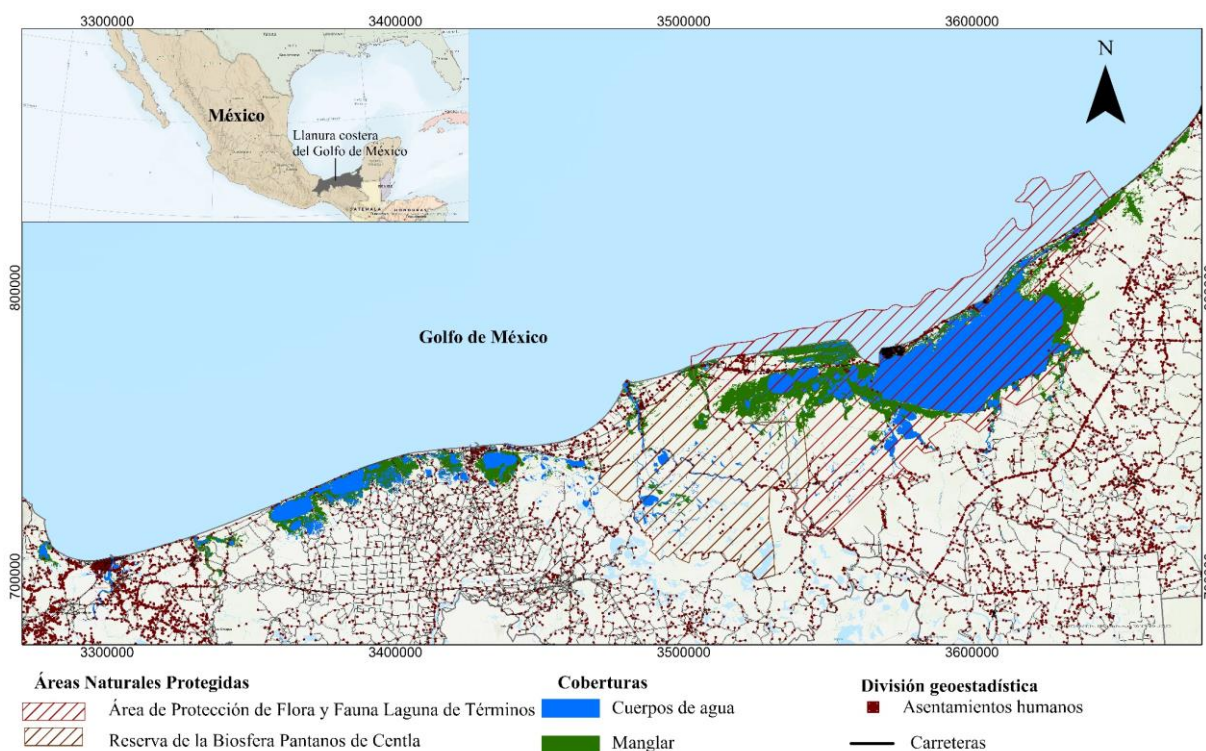


Figura 4.1: Ubicación geográfica del área de estudio de la llanura costera del Golfo de México, con datos de los asentamientos humanos y carreteras para el año 2020.

La región del Golfo de México proporciona bienes y servicios, como producción de petróleo y gas, pesca, turismo y apoyo a las economías estatales (Temino-Boes et al. 2019). Esta región, en particular la zona deltaica de Tabasco y Campeche, la llanura costera de Veracruz, experimentó una transición económica importante (Ramos-Muñoz et al. 2019). Pasó de ser una región rural y aislada; a zonas de ganadería comercial a gran escala, plantaciones de cultivos tropicales, desarrollo de industria de

hidrocarburos y petroquímica; lo que alteró el paisaje de la zona costera (Sánchez-Gil et al. 2004). Además, esta región mantiene una tasa de pobreza alta y un aumento de la población en los ecosistemas costeros (Temino-Boes et al. 2019).

Tiene un relieve plano con alturas inferiores a 100 msnm, pertenece a la provincia fisiográfica Llanura Costera del Golfo Sur. La vegetación predominante son los humedales, selvas bajas inundables y los manglares asociados a condiciones estuarinas (Barba et al. 2006). Es parte de las regiones hidrológicas RH-29 (Coatzacoalcos) y la RH-30 (Grijalva-Usumacinta). Por su cercanía al mar, los deltas incluyen numerosas lagunas salobres y de agua dulce; además, la hidrología compleja del área origina inundaciones extraordinarias de septiembre a noviembre que, en ocasiones, han afectado a gran parte del territorio (López-Castañeda y Zavala-Cruz, 2019). Por su escasa elevación con respecto al nivel del mar y una barrera orográfica, se desarrollan climas cálidos con influencia marina, con lluvias en verano, la temperatura media anual es de 30°C y la precipitación anual varía de 1600 mm hasta 3200 mm (Zavala-Cruz y Ortiz-Pérez, 2019).

Es una de las áreas con mayor vulnerabilidad al incremento del nivel del mar. Todo el litoral de Tabasco y Campeche están sujetos a erosión. Donde la península de Atasta, laguna de Términos en Campeche son los de mayor vulnerabilidad, así como los complejos lagunares de Carmen-Pajonal-Machona en Tabasco (Torres Rodríguez et al. 2010, Núñez Gómez et al. 2016).

4.3.2 DPSIR Método

El método DPSIR (Impulsor, Presión, Estado, Impacto y Respuesta) fue desarrollado por la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 1998), para el análisis de la causa-efecto entre los componentes que interactúan como un sistema complejo, como el económico y el ambiental. Describe los factores que actúan como impulsores subyacentes (factores socioeconómicos) y los impulsores directos (presión) que afectan las condiciones del ecosistema o comunidades. El proceso consta de cuatro pasos principales, que incluyen la interpretación de los factores impulsores y las presiones, la definición de los cambios de estado, la determinación de los impactos y la descripción de la respuesta. Dada la relación de causa-efecto que comparte el modelo DPSIR y sus variaciones, los factores impulsores y las presiones se toman como las causas de los cambios en la cobertura del área de estudio.

Los impulsores (D) se definen como las causas subyacentes exógenas al sistema de interés que pueden ser sociales, económicas, políticas nacionales e internacionales que ejercen influencias positivas o negativas. Por su parte, las presiones (P) son las actividades que provocan directamente el cambio y son resultado de las actividades humanas y procesos naturales que derivan de los impulsores, afectando el estado del ecosistema de manera intencional o no. El estado (E) refleja los cambios

mostrando las tendencias de las condiciones actuales. Además, los impactos (I) son los cambios en la calidad y funcionamiento del ecosistema. Por último, la respuesta (R) son las medidas, leyes o proyectos para prevenir, compensar o adaptarse a los cambios en el ecosistema (Sarmin et al. 2016, Avila-Flores et al. 2017).

El enfoque del análisis fue cualitativo, dirigido a identificar cada uno de los componentes del DPSIR para el cambio en la cobertura del suelo. Para este estudio, solo se consideraron los impulsores socioeconómicos en el período de 1980-2020. Cada componente de la metodología DPSIR se evaluó a través de una revisión de la literatura sobre el área de estudio en análisis. Se identificaron los datos a través de una búsqueda bibliográfica de escritorio entre 2020-2022. La literatura incluía la publicada y las fuentes secundarias (informes, tesis); se buscaron intencionalmente utilizando palabras clave (Campeche, Tabasco, Veracruz, Golfo de México, RBPC, AFFLT o amenazas, cambio de uso de suelo, gestión, impacto, factores, medios de vida, contaminación). Y el objetivo fue encontrar información sobre los impulsores en el cambio en la cobertura del manglar, humedales y selvas. Además de analizar las respuestas de gestión para mitigar el cambio en la cobertura, considerando que se abordaron diferentes soluciones, se creó un conjunto de documentos identificados, de los cuales, 25 se incluyen en este estudio.

Los datos encontrados se organizaron y se presentan siguiendo la metodología DPSIR, como se describe en los resultados. Se proporciona una visión general de cómo el cambio en la cobertura podría estar relacionado con algunos de los principales impulsores y cuáles respuestas se han implementado.

4.3.3 Mapas de cobertura de manglares y modelos de cambio de cobertura

Para proporcionar datos del estado (E) de marco teórico del DPSIR, se realizó un análisis del cambio en la cobertura de los manglares. Los datos de cobertura del suelo fueron útiles para analizar el estado del paisaje y detectar cambios en las coberturas del suelo. Se utilizaron los mapas de cobertura de manglares disponibles (1981, 2005 y 2020) del Sistema de Monitoreo de Manglares de México (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>). El cual describe el área de manglares y coberturas asociadas (Rodríguez-Zúñiga et al. 2022). Además, se obtuvieron mosaicos de imágenes Landsat 1984-1989, 2004, 2005, 2019 y 2020, descargados del portal <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>, para la revisión de las clases, particularmente los de manglar. Se armonizaron las clases de cobertura en siete categorías: tres clases naturales (manglar, otros humedales y otra vegetación), dos clases antropogénicas (agrícola-pecuario y desarrollo antrópico) y cuerpos de agua (Anexo 1).

Los mapas de cobertura se transformaron a formato ráster en ArcGIS PRO 2.8 a una resolución de 30 m x 30m. También, se desarrolló el modelo de cambio de cobertura del suelo en Dinámica EGO versión 7.1.1 (www.csr.ufmg.br/dinamica). DINAMICA EGO es un modelo de simulación

espacialmente explícito que utiliza mapas LULC obtenidos a partir de la clasificación de imágenes digitales (Soares-Filho et al. 2010). Se calculó la matriz de transición para 2 periodos (191-2005, 2005-2020), con el fin de identificar la dinámica magnitud de los cambios e identificar los principales impulsores de cambio en las transiciones. Se consideraron 18 transiciones de cambios de cobertura potenciales porque explicaron el 95.3% del área total del paisaje.

4.4 Resultados y discusión

Los principales impulsores del cambio en la cobertura del manglar en la región no han variado drásticamente durante los últimos 40 años (1980-2020), lo que ha cambiado es la magnitud de relación entre ellas. Durante la recopilación de datos, en el área de estudio, se identificaron como los impulsores del cambio de la cobertura de los manglares: el crecimiento de la población, el desarrollo económico y técnico (Anexo 2) que ejercieron presión y provocaron cambios directa o indirectamente en la cobertura del manglar, principalmente, de las coberturas de otros humedales y otra vegetación arbórea. Las actividades económicas de la región han estado condicionadas por la dependencia a un solo producto, primero a la expansión agrícola-ganadera y posterior al desarrollo de la industria del petróleo (Pérez Sánchez et al. 2014). Sin embargo, estos impulsores no ejercen presión de forma aislada, sino que actúan en sinergia y son los que podrían causar directa o indirectamente presión en los cambios en la cobertura del suelo. En este documento, solo se desarrollan cuatro de los factores antropogénicos del cambio en los manglares (Anexo 2).

4.4.1 Impulsores y presiones antrópicas de los cambios en la cobertura de bosques de manglar

A nivel mundial, los impulsores y presiones identificados en el cambio de cobertura para manglares son principalmente necesidades socioeconómicas como área para vivienda, alimentos, energía y vías de comunicación (Turschwell et al. 2020). Estos factores varían de un país a otro, o de una región a otra y de las zonas urbanas a las rurales (de Lacerda et al. 2019).

El área de estudio es una región que ha experimentado grandes cambios intrarregionales en las últimas décadas. Esta dinámica se explica por las condiciones históricas del proceso de cambio social, económico y político en la región, donde se pasó de una región aislada predominantemente rural a concentración de la población en las zonas urbanas, zonas de ganadería a gran escala, grandes programas de desarrollo agrícola, desarrollo de la industria de hidrocarburos y petroquímica, que alteraron drásticamente el paisaje de la zona costera (Sánchez-Gil et al. 2004, Pérez Sánchez et al. 2014).

La agricultura intensiva, la ganadería y la industria de hidrocarburos están fuertemente asociados con el crecimiento poblacional (Avalos et al. 2021) y contribuyen entre sí como los principales motores de cambio en el área de estudio (Anexo 2). Estos impulsores desencadenaron indirectamente los cambios en la cobertura del manglar, humedales y otra vegetación (Cuadro 4.2).

La población total del área de estudio era de 441,081 habitantes para 1980 (Figura 4.2), de los cuales 120,845 vivían en zonas rurales y 320,236 en zonas urbanas de acuerdo con el censo de población y vivienda de 1980; aumentó a 934,556 habitantes en 2020 con 189,649 en zonas rurales y 753,907 en zonas urbanas. Aunque la tasa de crecimiento decenal ha disminuido del 43.2% (1980-1990) al 5.4% (2010-2020), el crecimiento de la población neta (1980-2020) fue de alrededor de 502,475 (113%) personas.

El crecimiento de la población es uno de los principales impulsores subyacentes del cambio en la cobertura de los manglares en el mundo (Sarmin et al. 2016). Cuando la población aumenta, aumentan las demandas de espacio y actividades económicas para el sustento de las poblaciones; entonces, los manglares, bosques primarios, secundarios y humedales se convierten en espacios disponibles para satisfacer las demandas del crecimiento poblacional (Sarmin et al. 2016, de Lacerda et al. 2019).

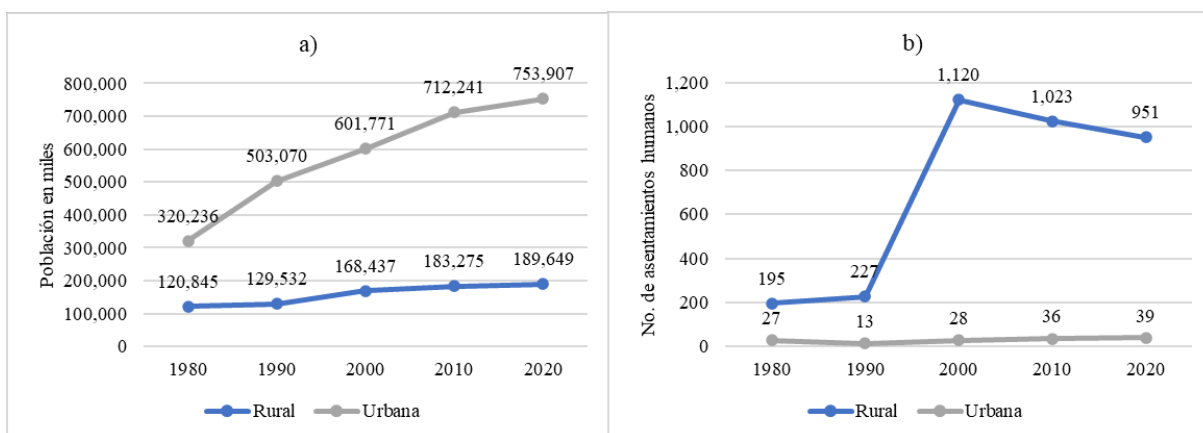


Figura 4.2. Estadísticas del crecimiento de la población urbana y rural por decenios desde 1980 a 2020 en la llanura costera del Golfo de México (figura a). En la figura b, se muestran las estadísticas del aumento de comunidades rurales y urbanas por decenios (1980-2020). Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

El aumento de la población ocurrió, principalmente, en las áreas urbanas con un 135% de crecimiento neto de 1980-2020, mientras que la población rural aumentó un 53%. Además, el aumento de la población resultó en un crecimiento del número de comunidades rurales y urbanas (Figura 4.2, Figura 4.3), lo que se traduce en una alta demanda del suelo para uso de asentamientos humanos. El mayor crecimiento poblacional se dio en cinco ciudades urbanas costeras: Coatzacoalcos, Ciudad del Carmen, Champotón, Paraíso y Centla, las cuales tienen en común que en estas se concentran las refinerías, oficinas de las subregiones de PEMEX, los puertos y son el polo de salida para los trabajadores de las plataformas de petróleo en el Golfo de México (Pérez Sánchez et al. 2014). Desde 1970, se consideran zonas urbanas “petroleras” con un alto índice de especialización en ese sector (León, 2004).

En estas cinco poblaciones urbanas, se concentra el 52% de la población del área de estudio y presentaron un crecimiento del 111% con respecto al número de habitantes que tenían en 1980. La de mayor crecimiento fue Ciudad del Carmen con un 164% (118,749 personas). Así mismo, el crecimiento de la población urbana empuja indirectamente a una mayor demanda de recursos (de Lacerda et al. 2019). Debido al rápido crecimiento de la población, se observó un aumento del 190% de área construida durante 1981-2020 (Cuadro 4.2).

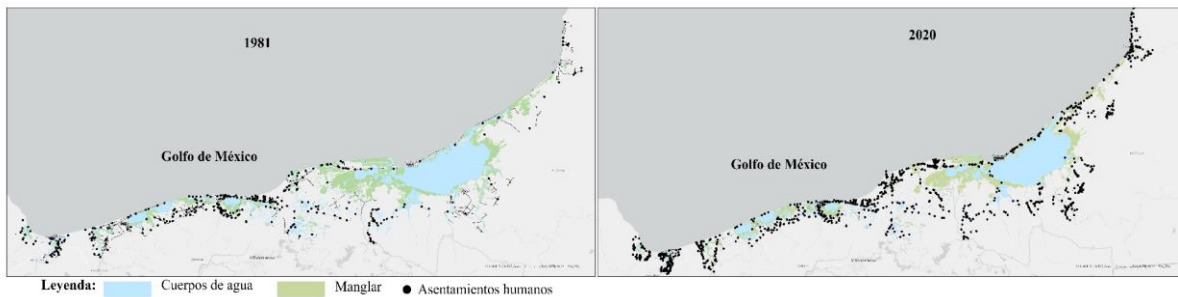


Figura 4.3. Distribución espacial del número de comunidades en el área de estudio en 1980 y 2020. Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Este crecimiento del número de asentamientos humanos, particularmente los rurales, que pasaron de 195 en 1981 a 951 en 2020 (Figura 4.2, Figura 4.3) es una práctica común en la región donde se construyen viviendas, que en muchos casos no llegan a conformar poblados, sobre las márgenes de los ríos y carreteras (Barba-Macías, et al. 2018). Ejercen presión sobre los recursos naturales disponibles para satisfacer sus necesidades inmediatas. Como se mencionó anteriormente, el aumento de la población es uno de los impulsores subyacentes del cambio en la cobertura (de Lacerda et al. 2019).

Otra de las fuerzas impulsoras es el desarrollo industrial, principalmente por el sector hidrocarburos, que de manera indirecta ha influido en el crecimiento demográfico de las poblaciones urbanas de la región, ya que dependen en gran medida de esta actividad (Pinkus-Rendón y Contreras-Sánchez 2012, Pérez Sánchez et al. 2014, Avalos et al. 2021). La zona costera se caracterizó por el desarrollo de esta actividad y el desplazamiento de otras actividades económicas, primero con la instalación de plataformas de perforación, construcción de oleoductos, seguidas de refinerías, plantas de procesamiento y refinación de petroquímicos. Ha sido un área de crecimiento industrial desde los años 1950, actualmente, representan las áreas más importantes de extracción de petróleo crudo y gas de México (Cram Heydrich et al. 2020).

La industria de hidrocarburos transformó el paisaje a un ritmo acelerado con la modernización de carreteras, puertos, servicios e industrias. Ante la intensificación de la industria petrolera en la región, los grandes planes agrícolas, pecuarios y pesqueros no lograron competir con las aportaciones petroleras e hizo retroceder los sectores económicos locales. La mayoría de los empleos se centró en

el ámbito petrolero y hubo una alta migración hacia las zonas urbanas (Soto-Galera et al. 2010, Pinkus-Rendón y Contreras-Sánchez 2012, Avalos et al. 2021).

En la llanura costera del Golfo de México, particularmente en las regiones de Tabasco y Veracruz, dentro de los manglares se encuentran campos petroleros con más de 50 pozos de extracción de gas y petróleo activos o cerrados. Estos consisten en rellenos con materiales *ex situ* de aproximadamente una hectárea de extensión por pozo, caminos de terracerías como vías de acceso a los campos petroleros, canales de navegación, inundados permanentemente y que son vías alargadas, las cuales fueron dragadas para su uso y bordos a las orillas que son producto de la excavación de los canales (Domínguez-Domínguez et al. 2011).

Actualmente, la llanura costera del Golfo de México es la principal reserva de hidrocarburos tanto terrestres como marinos. Por lo que se tienen alrededor de 255 plataformas petroleras marinas frente a las costas de Tabasco y Campeche, con más de 600 km de oleoductos y gasoductos que conectan las plataformas marinas a las instalaciones terrestres. Es la región número uno en prioridad productora de petróleo crudo (53.1%) y gas (33.3%) en México. En la parte terrestre, la zona costera de Tabasco es la segunda zona productora de petróleo crudo (10.4%) y la segunda de gas natural (17.8%); está ubicado el tercer puerto exportador de petróleo crudo del país.

En la parte de Veracruz, se tiene la zona prioritaria terrestre por la presencia de la refinería Minatitlán (13% de la producción nacional de productos refinados); complejos petroquímicos la Cangrejera, Morelos, Cosoleacaque y Pajaritos (57.3% de la elaboración de petroquímicos de PEMEX a nivel nacional). Terminal marítima Pajaritos es el principal puerto petrolero de México; Estación Central de Nuevo Teapa, la principal estación de bombeo y distribución de petróleo del país; Activo integral cinco presidentes, además de una red de alrededor de 3,130 km de longitud de oleoductos que interconectan con el resto del país, las refinерías y la terminal marítima Pajaritos (Cram Heydrich et al. 2020). Gran parte de sus instalaciones, oleoductos y gasoductos se ubican en las áreas inundables, humedales, manglares y sistemas lagunares del área de estudio.

Parte de la pérdida de cobertura de manglares en el área de estudio está asociada a campos petroleros como Castarrical, Mecoacan y Cinco presidentes, donde los caminos de terracerías de acceso a los campos petroleros facilitaron la extracción de madera y la incorporación de las áreas de manglar a una actividad ganadera precaria (Domínguez-Domínguez et al. 2011). La industria de hidrocarburos es reconocida en las áreas de manglares como una de las presiones ambientales, por el deterioro del hábitat derivado de la industrialización no regulada durante muchos años, derrames de petróleo y sustancias tóxicas, así como la eutroficación de las áreas costeras (de Lacerda et al. 2019).

El impacto directo en la región por cambio en la cobertura podría ser menor al 0.1% del área total. Pero la contribución indirecta está relacionada con el crecimiento urbano, el desarrollo económico

por la industria petrolera, la demanda de alimentos que, junto con las políticas agrícola-ganaderas del país, incidieron en la deforestación de los bosques tropicales, manglares y humedales (Soto-Galera et al. 2010). Uno de los mayores factores de cambio socioambientales en la región ha sido la entrada de la actividad petrolera alrededor de 1950, dado que las áreas rurales más desfavorecidas de la región sureste, excluidas del desarrollo de la industria petrolera, fueron sujetas a un ambiente degradado y un costo de vida alto (Tudela 1989). Se convirtió en un factor que amplifica la presión sobre los ecosistemas, aumentando la pérdida de biodiversidad, fragmentación, cambio de cobertura del suelo, extracción de madera ilegal, extracción de leña y productos alimenticios derivados del manglar (Galmiche-Tejeda y Solana-Villanueva 2011, Domínguez-Domínguez et al. 2011, Pinkus-Rendón y Contreras-Sánchez 2012).

Actualmente, dentro del área, representa una de las mayores presiones de cambio por albergar uno de los tres megaproyectos de México: la construcción de la refinería Olmeca en Tabasco (<https://dosbocas.energia.gob.mx/>), la cual se construye cerca del puerto de dos bocas en Paraíso, Tabasco. Es un área cercana a la laguna de Mecoa que alberga uno de los principales fragmentos de manglar del área y que, posterior a su construcción, requerirá de la modernización de la infraestructura, carretera y de la construcción de nuevas infraestructuras de oleoductos y gasoductos en la región costera para la interconexión de la producción.

Otra de las fuerzas impulsoras que, de acuerdo con los resultados del cambio en la cobertura es la que directamente incide en los mayores cambios, son la agricultura y la ganadería (Cuadro 4.2). El principal “impulsor” de las transiciones (Anexo 3) es la expansión agrícola-pecuaria para ambos períodos, mientras que las clases con alto riesgo de conversión incluyen otra vegetación arbórea, otros humedales y manglares. Por lo que las tierras agrícola-pecuarias continuarán aumentando, mientras que las coberturas naturales (otra vegetación, otros humedales, manglares) disminuirían. Estos resultados son congruentes con lo reportado en un estudio realizado en Laguna de Términos, donde encontraron que los bosques tropicales y los manglares son los que tienen las pérdidas más extensas en la cobertura, contrario a los pastizales y áreas urbanas que aumentaron considerablemente, reportando estas dos actividades como los principales factores de la deforestación (Soto-Galera et al. 2010).

En el área, las áreas agrícola-pecuaria son la tercera clase de mayor territorio, solo por detrás de la clase de humedales y cuerpos de agua (Cuadro 4.2). De acuerdo con los datos del censo agrícola y ganadero del INEGI, las tierras cultivables de maíz, soya, sorgo, caña de azúcar, arroz y palma africana representan la mayor parte de los cultivos de la región (Cuadro 4.1). También se cultivan cítricos, frijol, chile, piña, pepino y diversas hortalizas. En la región, también ha habido un aumento del cultivo de palma de aceite. México tiene un ritmo de crecimiento de cinco mil hectáreas por año.

El segundo productor es Campeche con 28% de la superficie sembrada, seguido de Tabasco (21%) y Veracruz (7%). Lo consideran un cultivo estratégico para el desarrollo rural de la región y mejorar las condiciones de vida de los pobladores, con un enfoque de plantaciones campesinas a pequeña escala (Isaac-Márquez 2021). Actualmente, es una de las presiones por el cambio de áreas de otra vegetación y humedales a plantaciones de palma de aceite.

Cuadro 4.1. Evolución del número de hectáreas sembradas de los principales productos por año en la región de la llanura costera del Golfo de México.

Producto	1980	1990	2000	2010	2020
Maíz	54,333	75,599	155,055	156,401	186,606
Soya	1,722	150	700	17,660	46,900
Sorgo	1,315	0	4,605	12,232	29,884
Caña de azúcar	8,342	7,700	5,210	9,096	19,374
Arroz	43,891	33,684	22,783	14,175	15,765
Copra	5,267	7,500	1,054	660	158
Palma africana	0	0	2,893	3,715	29,719

Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

En las décadas de 1960 a 2000, el campo en la región experimentó cambios por la incorporación de los ejidos a la cría de ganado bovino orientado al consumo estatal o nacional, lo que fue acompañado por la desaparición de extensas áreas de selvas, manglares, humedales y cuerpos de agua (Sánchez, 2005). La intervención gubernamental en el trópico mexicano en los años setenta y ochenta, a través de grandes planes agrícolas y ganaderos, talando los bosques, manglares y humedales para formar nuevos ejidos con planos cuadrados, reubicando familias dotándolas de una parcela de 10 hectáreas para siembra y dos de pastoreo como un plan unisectoral, influyó en el actual escenario productivo, natural y social de la región (Tudela, et al. 1989). Como ejemplo, solo en Tabasco, se deforestaron más de 800,000 ha de coberturas naturales, para encaminar el productivismo agropecuario de la región (San-Pallo et al. 2019, Avalos et al. 2021). En esa misma vía, a las Secretarías de Agricultura se les agregó también las de ganadería, y contradictoriamente apoyaba los programas de reforestación donando árboles, además, otorgaba los permisos para la explotación ganadera (San-Pallo et al. 2019). En la región, uno de los principales objetivos en la década de los 70 y 80 era producir el campo e incentivar la actividad ganadera, independientemente de cuánta selva y manglares se deforestara o cuántos humedales se desecaran. Los incendios, deforestación y políticas débiles en materia de conservación de recursos naturales causaron que los recursos continuaran deteriorándose (San-Pallo et al. 2019). Además, el desarrollo del campo ha contado con diversos modelos de subsidios, por ejemplo, el Programa de Alianza para el Campo (PROCAMPO), el cual entró en funcionamiento en 1993. Incluyó programas para financiar establecimiento de pastizales, desarrollo rural y mecanización

agrícola, aunque no se puede hacer una correlación directa, el aumento en el número de hectáreas dedicadas a cultivos como maíz, caña de azúcar aumentó en detrimento de la vegetación natural (humedales, selvas, manglares) y cuerpos de agua (Reyes-Hernández et al. 2003, Ramos Reyes y Palomeque de la Cruz 2017). Durante las últimas cuatro décadas, la implementación de programas de políticas públicas agrícolas y ganaderas ha incidido en la transformación de las estrategias productivas y de uso del suelo.

4.4.2 Estado e impactos del cambio en la cobertura del suelo

Los impulsores antrópicos y naturales, junto con las presiones que ocurrieron a múltiples escalas, han dado forma al estado actual de la cobertura del suelo en la región. En el área de estudio, el estado (condición) actual de las clases de coberturas, debido al cambio en la cobertura del suelo por la dinámica cambiante, se enfrenta a un aumento de la superficie construida con el aumento de la población y el desarrollo económico. La clase de otra vegetación arbórea fue la que más cambios presentó en términos de extensión, seguidos de otros humedales y manglares (Cuadro 4.2) para el período de 1981-2005. Estas coberturas perdieron 66,816 ha, 3,944 ha y 8,278 ha, respectivamente, para el período 1981-2005 (Cuadro 4.2). La expansión agrícola-pecuaria fue de 58,493 ha y de desarrollo antrópico 13,868 ha para el período de 1981-2005 (Cuadro 4.2). Además, en el período de 2005-2010, las coberturas naturales de otra vegetación y otros humedales son las que presentaron pérdidas de área (24,044 ha y 12,413 ha respectivamente); mientras que la cobertura de manglares presenta ganancia neta de 7,474 ha. Las coberturas antrópicas de agrícola pecuaria (15,510 ha) y desarrollo antrópico (8,480 ha) continúan su expansión en el territorio.

Cuadro 4.2. Composición espacio temporal de las coberturas del suelo y tendencia de cambio en ha y porcentaje en la llanura costera del Golfo de México.

Cobertura	1981		2005		2020		1981-2005		2005-2010	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Otros humedales	481,201	34.2	477,257	33.9	464,844	33.0	3,944	0.82	12,413	2.6
Otra vegetación	288,948	20.5	222,132	15.8	198,088	14.1	66,816	23.12	24,044	10.8
Cuerpos de agua	259,661	18.4	270,432	19.2	275,139	19.5	-10,771	-4.15	-4,707	-1.7
Manglar	181,851	12.9	173,573	12.3	181,047	12.9	8,278	4.55	-7,474	-4.3
Agrícola – Pecuaria	179,197	12.7	237,690	16.9	253,200	18.0	-58,493	-32.64	-15,510	-6.5
Desarrollo antrópico	11,727	0.8	25,595	1.8	34,075	2.4	-13,868	-118.26	-8,480	-33.1
Sin vegetación	5,678	0.4	1,584	0.1	1,870	0.1	4,094	72.10	-286	-18.1
Total	1,408,263	100	1,408,263	100.0	1,408,263	100.0				

*Los datos negativos representan ganancias y los positivos pérdidas.

De las 42 transiciones posibles de cambios de cobertura del suelo, para el área de estudio (Anexo 3), 18 transiciones para cada período explican el 95.3% (1981-2005) y 94.8% (2005-2010) de los cambios en el paisaje. Las tendencias de las matrices de transición eran muy similares para ambos

períodos, pero no de la misma magnitud. Para el período de 1981-2005, la cobertura con las mayores transiciones de cambio fue la otra vegetación arbórea con el 43.5% del total de cambios, de estos, el 29% fueron hacia agrícola-pecuaria. En el período de 2005-2010, se mantuvo la cobertura de otra vegetación arbórea con las mayores transiciones con el 34%, de los cuales, el 18% fue transición hacia agrícola-pecuaria.

Los manglares presentaron una pérdida de 8,278 ha (1981-2005) y, posteriormente, una ganancia de 7,474 ha (2005-2020), por lo que la pérdida en términos netos es de alrededor del 1% de su cobertura original. De las matrices de transición (Anexo 3), para el período de 1981-2005, la clase de manglares presentó un 10.2% de cambios en su cobertura, de los cuales, las mayores transiciones fueron hacia otros humedales (6.3%), otra vegetación (2.1%) y agrícola pecuario (1.1%). En el período de 2005-2020, las transiciones fueron de 5.9%, principalmente hacia otros humedales (3.1%) y cuerpos de agua (1%).

Soto-Galera et al. (2010) estudiaron el cambio en la cobertura del suelo en la reserva de Laguna de Términos entre 1974 a 2001, y encontraron que la transformación de manglares, bosques tropicales y vegetación acuática (humedales) alcanzó el 31% (128,120 ha) de la superficie ocupada para 1974. Menciona que se regeneraron el 58% de las áreas de pastizales inducidos hacia manglares y humedales. Por lo que el sistema tiene una capacidad de recuperación en términos de cobertura, mas no en la recuperación de la integridad del ecosistema.

Los impactos negativos, por ejemplo, los suelos de campos petroleros dentro de manglares como Caparroso, Mecoacan, el Golpe y Castarrical, rebasan los límites permisibles de contenidos de hidrocarburos en la fracción pesado y media de la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 (DOF 2005), para suelos agrícolas y forestales (Domínguez-Domínguez et al. 2011). Las actividades petroleras han generado impactos por la contaminación de los cuerpos de agua, degradación del suelo por derrames de hidrocarburos y desechos tóxicos, cambiando las propiedades físicas y químicas que causan la muerte de propágulos, plántulas y árboles (Hernández Melchor et al. 2017).

Otros de los impactos negativos son el azolvamiento de las lagunas costeras, disminución de la fauna estuarina, interrupción de los flujos entre los ríos, humedales, lagunas y llanuras de inundación, ocasionando inundaciones en los asentamientos humanos; alteración del proceso de erosión, transporte y deposición de sedimentos (Pinkus-Rendón y Contreras-Sánchez 2012, Domínguez-Domínguez et al. 2019); pérdida de humedales, cambios en la composición de las especies de la vegetación original, fragmentación de ecosistemas, contaminación del agua, coliformes fecales en los ríos, introducción de especies exóticas y deforestación (Herrera-Silveira et al. 2019).

4.4.3 Respuesta

La respuesta son todas aquellas acciones que se toman dentro de un marco institucional por las políticas gubernamentales y otros marcos legales, debido a las acciones de los tomadores de decisiones, ONG, particulares, comunidades locales y el Estado, la investigación y todas aquellas intervenciones para gestionar los ecosistemas (Sarmin et al. 2016, Turschwell et al. 2020). México ha reconocido que tiene una responsabilidad en la protección de los manglares, dado que el país posee más de 14,000 km de costas y cerca de 905,000 ha de manglares (Rodríguez-Zúñiga et al. 2022). Además, las respuestas dentro de los marcos legales tienen un avance importante. Por ejemplo, cuatro especies de mangle (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* y *Conocarpus erectus*) son categorizadas como amenazadas por la NOM-059-SEMARNAT-2010, la cual se encarga de identificar las especies o poblaciones de flora y fauna en riesgo. Esta designación ayuda a la protección de la especie cuando se encuentra presente en áreas que serán desarrolladas, dado que requiere de mayor revisión sobre los impactos hacia el ecosistema (Domínguez-Domínguez et al. 2019).

Aunque los manglares son recursos maderables, su regulación está dentro de la Ley General de Vida Silvestre (LGVS), dado que se encuentran bajo una categoría de riesgo dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010. Por lo que se adicionó a la LGVS, en el año 2007, una reforma a través de la cual se agrega el artículo 60 ter, el cual menciona textualmente:

Artículo 60 TER.-“ *Queda prohibida la remoción, relleno, trasplante, poda, o cualquier obra o actividad que afecte la integralidad del flujo hidrológico del manglar; del ecosistema y su zona de influencia; de su productividad natural; de la capacidad de carga natural del ecosistema para los proyectos turísticos; de las zonas de anidación, reproducción, refugio, alimentación y alevinaje; o bien de las interacciones entre el manglar, los ríos, la duna, la zona marítima adyacente y los corales, o que provoque cambios en las características y servicios ecológicos. Se exceptuarán de la prohibición a que se refiere el párrafo anterior las obras o actividades que tengan por objeto proteger, restaurar, investigar o conservar las áreas de manglar*”.

En la misma línea, la declaratoria de la NOM-022-SEMARNAT-2003 que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar es aplicable en todos los aspectos que contiene, siempre y cuando, no contravenga el artículo 60 ter de la LGVS. Además, se solicitan evaluaciones de impacto ambiental para aquellos proyectos que contemplen obras o actividades en humedales costeros, manglares, lagunas, ríos, lagos y esteros conectados al mar, contenidos en fracciones IX y X del artículo 28 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental (LGEEPA).

Entonces, los ecosistemas de manglares tienen una fuerte protección a través de leyes y normas, ya que está prohibido casi cualquier actividad que se realice dentro de ellos y que afecta su integridad ecológica e hidrológica y su productividad. Con estas medidas legales, el Estado intenta frenar las afectaciones antropogénicas que perturban al ecosistema de manglar; sin embargo, existe un vacío sobre el derecho de los propietarios de manglares, al no poder utilizar los recursos que provee, por lo que, a veces, optan por derribar y adecuar los terrenos para otra actividad (Domínguez-Domínguez et al. 2011). Además, la mayoría de estas legislaciones aplicables son recientes, a partir de los años 2000 en adelante, por lo que todos aquellos permisos obtenidos antes de esa fecha no son retroactivos y pueden realizarse. Además, tiene vacíos y omisiones que han sido utilizadas para el desarrollo de proyectos económicos dentro de los humedales costeros, principalmente, aquellos que se consideran prioritarios para el desarrollo económico del país como petróleo y turismo. Sumado a que el marco legal vigente carece de un carácter planificador, para armonizar el desarrollo con la conservación del recurso.

Aunque el marco legal se ha fortalecido con el tiempo, los temas de conservación generalmente son opuestos a las políticas de explotación de los recursos naturales, sin considerar los impactos que puedan tener en los ecosistemas. Particularmente en la región de estudio, la aplicación de la legislación es confusa, dado que se priorizan las actividades económicas que promueven el desarrollo económico (petróleo). Por lo que ha sido complejo conservar, dado que esta actividad estaba establecida antes de las legislaciones y solicitan los permisos con la necesidad de manejar la producción y darles mantenimiento a las instalaciones existentes (Hernández Melchor et al. 2017).

El establecimiento de áreas naturales protegidas (ANP) es una de las estrategias más importantes a nivel mundial por el papel que desempeñan para la protección y el mantenimiento de la estructura y función de los ecosistemas (Archibald et al. 2020). En la región, se establecieron dos áreas naturales protegidas: la Reserva de Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) decretada en 1992, con un área de 302,706 ha y el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT), decretada en 1994, con un área de 705,016 ha. De igual manera, ambas reservas son declarados sitios Ramsar. Si bien se desarrollaron inicialmente para la protección de humedales de manera más amplia, en lugar de específicamente manglares, estas reservas han permitido gestionar y proteger cerca de 121,714 ha de manglares. Ambas reservas tienen plan de manejo donde se determinan las estrategias de conservación y uso de las ANP.

El programa de manejo de la RBPC fue presentado en el 2000 y el del APFFLT en 1997. Han transcurrido más de 25 años de sus declaratorias, aún se trabaja con las expectativas hacia la consolidación de las reservas, pero estas no se han logrado y continúa la presión sobre los recursos. Cada área natural protegida tiene su propia historia socioeconómica, contexto político, pero están

sujetas a políticas ambientales particulares que promueven la conservación y el permiso de desarrollo sostenible de las comunidades locales, lo cual ha traído enormes desafíos por las inadecuadas condiciones socioeconómicas predominantes en la mayoría de las comunidades dentro de las reservas (Figueroa et al. 2009).

Una de las respuestas más aplicadas ha sido la restauración de manglares, apoyados a través de la Comisión Nacional Forestal, que es la encargada de ejecutar los programas de reforestación del gobierno. En los últimos 15 años, ha apoyado diversas áreas de restauración/reforestación de manglares, pero no todas han tenido éxito, por una falta de planeación estratégica. Principalmente, porque, en algunos casos, no se verifica si en los terrenos es necesario reforestar, algunas comunidades solicitan los apoyos porque son a fondo perdido y no tienen que devolverlo, si no funciona la reforestación (Hernández Melchor et al. 2017). Además de este programa, se han realizado diversos esfuerzos de reforestación, rehabilitación hidrológica, restauración en la región de estudio por parte de organismos gubernamentales, científicos o entidades no gubernamentales (Hernández Melchor et al. 2017, Echeverría-Ávila et al. 2019, Gómez-Ruiz et al. 2022).

Otra de las medidas que se aplicaron fue la declaratoria de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), para la extracción de madera autorizada mediante planes de manejo; sin embargo, en general, no han sido muy exitosos por el precio establecido de la madera, costos de transporte y desorganización de los ejidos, por lo que no ha sido muy próspera. Una de las principales razones que ha limitado su desarrollo como UMA es el mercado ilegal de madera de mangle que se vende a un precio inferior (Domínguez-Domínguez et al. 2011, 2019, Hernández 2022). No obstante, dentro del área de estudio, el ejido Úrsulo Galván, Tabasco, tiene una historia de éxito de este tipo de medidas. Otro ejemplo es el ejido Tarachi en Veracruz, ambos actualmente trabajan en la línea base para la certificación de obtención de bonos de carbono (Hernández 2022).

Otra de las respuestas a nivel país es tener una línea base de caracterización de los manglares de México, llevándose a cabo un esfuerzo por tener un monitoreo permanente del estado y las tendencias de cambio a través de la evaluación periódica de la cobertura, con la implementación del Sistema de Monitoreo de Manglares de México (SMMM). Esta iniciativa tiene hasta la fecha cartografía para 1981, 2005, 2010, 2015 y 2020 que ha permitido contar con un dato aproximado a escala nacional sobre la extensión de manglares, dinámica de cambios y avanza hacia la caracterización considerando la fragmentación, conectividad, protección y amenazas (Valderrama Landeros et al. 2017, Velázquez Salazar et al. 2021).

La región de la llanura costera del Golfo de México ha tenido el apoyo de diversas instituciones gubernamentales de los sectores económicos que concurren en el área, protección del medioambiente, gestión del agua, prevención y combate de incendios forestales, fenómenos naturales (Villalobos

Zapata et al. 1999, Domínguez-Domínguez et al. 2019, Ferro Azcona et al. 2022), programas públicos de ayuda alimentaria, construcción de viviendas, desarrollo agrícola y ganadero (Sánchez-Gil et al. 2004). Además de que múltiples instituciones académicas, universidades, organizaciones civiles nacionales e internacionales han realizado investigaciones, proyectos de restauración, planes de ordenamiento ecológico y territorial, así como proyectos de adaptación al cambio climático (Torres Rodríguez et al. 2010, Herrera-Silveira et al. 2019, Domínguez-Domínguez et al. 2019, Ferro Azcona et al. 2022). Sin embargo, no se tiene información sobre el éxito de estas iniciativas o si están alineadas a incluir el componente de conservación dentro de ellas.

Debido a la creciente preocupación por el medioambiente y la sostenibilidad, muchos gobiernos ajustan continuamente sus políticas de uso de la tierra, con el objetivo de equilibrar los múltiples sectores económicos que concurren en un mismo espacio geográfico. El equilibrio entre la deforestación, el cambio de cobertura del suelo y la regeneración de los bosques requiere de una planificación integrada, eliminando las políticas contradictorias y favoreciendo el manejo forestal, considerando las escalas espaciales y temporales que no coinciden con la planificación regional actual (Kolb y Galicia 2018)

Al respecto, todavía existe una descoordinación por la poca visión integrada y compartida del territorio; la falta de reconocimiento por los gobiernos locales de la importancia de la gestión de los recursos, así como por el bajo consenso en los mecanismos de integración y priorización con respecto al manejo de la región, priorizando el desarrollo económico impulsado por las nuevas políticas socioeconómicas.

4.5 Conclusiones

En cuanto a las causas de los cambios en la cobertura de los manglares en la región de la llanura costera del Golfo del Sur de México, el análisis encontró que los impulsores y presiones a los que se enfrentan los manglares dependen en gran medida de las decisiones político-económicas de la región. Estos factores subyacentes y directos incluyen la expansión de la agricultura en cultivos como la palma de aceite, maíz, sorgo, arroz y caña de azúcar. Además, el aumento de las áreas para ganadería extensiva, transformando áreas de humedales en pastizales que se usan en épocas secas y de poco rendimiento, así como áreas de ganadería estabulada de grandes propietarios. Aunado al aumento de la población urbana y, en menor medida, la rural, el incremento de caseríos dispersos sobre las márgenes de los ríos, lagunas, caminos de no más de 100 habitantes, dispersos por toda el área, y el crecimiento del sector hidrocarburo que determina las políticas de crecimiento económico de la región.

A pesar de que se han desarrollado diversas políticas, leyes, intervenciones de restauración, investigaciones, ordenamientos marinos, territoriales y ecológicos con enfoque en la conservación y

la gestión sostenible de los bosques de manglar, la región continúa enfrentando los desafíos de las políticas económicas que se desarrollaron desde los años 50. Para abordar estos desafíos, los planificadores, tomadores de decisiones y sectores económicos que concurren en la arena deberían centrarse en los problemas subyacentes (problemas socioeconómicos, políticos e institucionales) que enfrenta la región y el sistema de gobernanza aplicable al área ambiental, para reenfoque los esfuerzos en las áreas que requieren de intervención en el corto plazo.

Además, los resultados mostraron que existe información para la cobertura de manglares, pero que se tiene poca información para los humedales, selvas y vegetación secundaria en la región, cuando son las coberturas que están mostrando las mayores dinámicas y que están funcionando como un área *buffer* para evitar la conversión de los manglares a otras actividades económicas de forma directa. Una recomendación sería realizar estudios enfocados a monitorear las transiciones y cambios en la cobertura de los humedales, vegetación secundaria y selvas. Para que las respuestas de intervención no solo se enfoquen en las áreas de manglar, sino en la intervención de las políticas forestales y agroforestales en la región.

Si bien el análisis del DPSIR como revisión exploratoria para la región provee de una imagen a nivel espacial de los principales impulsores antropogénicos, las medidas se implementan en mayor medida localmente y la gobernanza local se ve restringida por la capacidad limitada de los gobiernos. Dado que los resultados también se restringieron a situaciones regionales, sería importante que las situaciones específicas que suceden a nivel local se incorporen. Aunque, en su mayoría, no se encuentran en la literatura o están dentro de los informes municipales que no están disponibles al público. Entonces, debido a las diferencias sociales y económicas determinadas por límites político-administrativos, se recomendaría realizar el estudio centrado en comunidades, municipios o estados para presentar una imagen más clara de los impulsores a nivel local.

Finalmente, abordar los problemas del cambio en la cobertura del suelo desde las perspectivas socioecológicas, a través de un análisis integral como el DPSIR, provee de respuestas sobre las presiones y sus efectos, proporcionando una base de codificación de información importante. Sin embargo, podría aplicarse este enfoque para responder otras preguntas que ayudarán a entender la dinámica de los impulsores naturales y antropogénicos que faciliten crear una política local y regional para la conservación de los manglares y humedales acorde a las situaciones específicas.

4.6 Literatura citada

Adams, JB; Rajkaran, A. 2020. Changes in mangroves at their southernmost African distribution limit (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 247:106862. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106862>.

- Ahmed, A; Mahmud, H; Sohel, MSI. 2021. DPSIR framework to analyze anthropogenic factors influence on provisioning and cultural ecosystem services of Sundarbans East Reserve Forest, Bangladesh (en línea). *Regional Studies in Marine Science* 48:102042. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102042>.
- Ambastha, KR; Hussain, SA; Badola, R; Roy, PS. 2010. Spatial analysis of anthropogenic disturbances in mangrove forests of Bhitarkanika Conservation Area, India. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 38(1):67-83. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12524-010-0013-y>.
- Archibald, CL; Barnes, MD; Tulloch, AIT; Fitzsimons, JA; Morrison, TH; Mills, M; Rhodes, JR. 2020. Differences among protected area governance types matter for conserving vegetation communities at-risk of loss and fragmentation (en línea). *Biological Conservation* 247(January 2019):108533. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108533>.
- Avalos, VR; Elia, D; Mu, R; Jurado, AM. 2021. El petróleo en Tabasco: propuesta para una periodización (en línea). *Revista Mexicana de Sociología* 83(1):129-155. Disponible en <http://revistamexicanadesociologia.unam.mx/index.php/rms/article/view/60025/53119>.
- Avila-Flores, G; Hinojosa-Arango, G; Juárez-Mancilla, J; Arizpe-Covarrubias, O. 2017. The use of the dspir framework to estimate impacts of Urbanization on mangroves: A case study from La Paz, Baja California Sur, Mexico. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 223:459-469. DOI: <https://doi.org/10.2495/SC170401>.
- Barba-Macías, E; Mesa-Jurado, A; Espinoza-Tenorio, A; Ortega-Argueta, A. 2018. Biodiversity Conservation in the Pantanos de Centla Biosphere Reserve: Ecological and Socioeconomic Threats. Ortega-Rubio, A. (eds) *Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation*. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-90584-6_20.
- Bryan-Brown, DN; Connolly, RM; Richards, DR; Adame, F; Friess, DA; Brown, CJ. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports* 10(1):1-9. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>.
- Cissell, JR; Delgado, AM; Sweetman, BM; Steinberg, MK. 2018. Monitoring mangrove forest dynamics in Campeche, Mexico, using Landsat satellite data (en línea). *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 9(March 2017):60-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.12.001>.
- Cram Heydrich, S; Oropeza Orozco, O; Fernández Lomelín, P. 2020. Vulnerabilidad intrínseca ante derrames de hidrocarburos: una propuesta para su estimación. México, UNAM. Instituto de Geografía. 108 p. DOI: <https://doi.org/10.14350/gsxxi.tu.26>.

Domínguez-Domínguez, M; Zavala-Cruz, J; Martínez-Zurimendi, P. 2011. Manejo Forestal Sustentable de los Manglares de Tabasco (en línea). Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados :137 p. Disponible en http://www.colpos.mx/web11/pdf/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf%5Cnhttp://www.colpos.mx/tabasco/vinculacion/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf.

Domínguez-Domínguez, M; Zavala-Cruz, J; Rincón-Ramírez, JA; Martínez-Zurimendi, P. 2019. Management Strategies for the Conservation, Restoration and Utilization of Mangroves in Southeastern Mexico. *Wetlands* 39(5):907-919. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01136-z>.

Donato, DC; Kauffman, JB; Murdiyarso, D; Kurnianto, S; Stidham, M; Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics (en línea). *Nature Geoscience* 4(5):293-297. DOI: <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>.

Duguma, L; Bah, A; Muthee, K; Carsan, S; McMullin, S; Minang, P. 2022. Drivers and Threats Affecting Mangrove Forest Dynamics in Ghana and The Gambia. Women Shellfishers and Food Security Project (en línea). World Agroforestry (ICRAF), Nairobi, Kenya and Coastal Resources Center, Graduate School of Oceanography, University of Rhode Island. Narragansett, RI, USA :53 pag. Disponible en https://www.crc.uri.edu/download/WSFS2022_01_CRC_FIN508.pdf.

Echeverría-Ávila, S; Pérez-Ceballos, R; Zaldívar-Jiménez, A; Canales-Delgadillo, J; Brito-Pérez, R; Merino-Ibarra, M; Vovides, A. 2019. Natural regeneration of degraded mangrove sites in response to hydrological restoration. *Madera y Bosques* 25(1):1-14. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511754>.

Ferro Azcona, H; Mesa-Jurado, MA; Espinoza-Tenorio, A; Díaz Perera, MÁ; Mendoza-Carranza, M; Olivera-Villarroel, M; Gómez-Pais, G de las M. 2022. Coastal communities' adaptive capacity to climate change: Pantanos de Centla Biosphere Reserve, Mexico. *Ocean and Coastal Management* 220(September 2021). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106080>.

Figuroa, F; Sánchez-Cordero, V; Meave, JA; Trejo, I. 2009. Socioeconomic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation* 36(3):180-191. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892909990221>.

Fries, DA; Yando, ES; Alemu, JB; Wong, LW; Soto, SD; Bhatia, N. 2020. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. s.l., *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, vol.55. 107-142 p. DOI: <https://doi.org/10.1201/b21944>.

Galmiche-Tejeda, A; Solana-Villanueva, N. 2011. El contexto de vulnerabilidad de las poblaciones costeras y valores asignados al manglar en Tabasco (en línea). :116. Disponible en

<http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=SIBE01.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=034610>.

Gari, SR; Newton, A; Icely, JD. 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems (en línea). *Ocean and Coastal Management* 103:63-77. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.013>.

Giri, C; Muhlhausen, J. 2008. Mangrove forest distributions and dynamics in Madagascar (1975-2005). *Sensors* 8(4):2104-2117. DOI: <https://doi.org/10.3390/s8042104>.

Gómez-Ruiz, PA; Betancourth-Buitrago, RA; Arteaga-Cote, M; Carbajal-Borges, JP; Teutli-Hernández, C; Laffon-Leal, S. 2022. Fostering a participatory process for ecological restoration of mangroves in Pantanos de Centla Biosphere Reserve (Tabasco, Mexico) (en línea). *Ecosystems and People* 18(1):112-118. DOI: <https://doi.org/10.1080/26395916.2022.2032358>.

Guerra, VM; Gaona, SO. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas* 59:7-25.

Hernández, EH. 2022. El carbono azul y su contribución a la conservación de los manglares en México (en línea). *Diversidad*. Disponible en <https://www.idesmac.org/revistas/index.php/diversidad/article/view/129/107>.

Hernández Melchor, GI. 2013. Legislación, cambio de uso de suelo y reforestación en manglares de Cárdenas, Tabasco (en línea). :139. Disponible en <http://files/131/Melchor - 2013 - POSTGRADO EN AGROECOSISTEMAS TROPICALES.pdf>.

Hernández Melchor, GI; Ruíz Rosado, O; Sol Sánchez, Á; Valdez Hernández, JI. 2017. Cambios de uso del suelo en manglares de la costa de Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* (14):2757-2767. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i14.444>.

Hernández Melchor, GI; Sánchez, ÁS; Ruíz Rosado, O; Valdez Hernández, JI; López Collado, JC; Reta Mendiola, JL. 2017. Diagnóstico del proceso de reforestación en manglares de la costa de Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* (14):2883. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i14.459>.

Hernández Melchor, GI; Sol Sánchez, Á; Ruíz Rosado, O; Valdez Hernández, JI. 2017. Controversias legislativas en la protección del ecosistema manglar: el caso Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* (14):2841-2855. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i14.455>.

Herrera-Silveira, JA; Lara-Domínguez, AL; Day, JW; Yáñez-Arancibia, A; Ojeda, SM; Hernández, CT; Kemp, GP. 2019. Ecosystem Functioning and Sustainable Management in Coastal Systems With High Freshwater Input in the Southern Gulf of Mexico and Yucatan Peninsula. *Coasts and Estuaries: The Future* (January):377-397. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00022-8>.

Hugo, G. 2011. Future demographic change and its interactions with migration and climate change (en línea). *Global Environmental Change* 21(SUPPL. 1): S21-S33. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.09.008>.

Huong, DTT; Ha, NTT; Do Khanh, G; Van Thanh, N; Hens, L. 2022. Sustainability assessment of coastal ecosystems: DPSIR analysis for beaches at the Northeast Coast of Vietnam (en línea). *Environment, Development and Sustainability* 24(4):5032-5051. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01648-x>.

Isaac-Márquez, R. 2021. La expansión del cultivo de la palma de aceite en Campeche. De los pequeños productores a la agroindustria transnacional. *Región Y Sociedad* 33: e1370. DOI: <https://doi.org/10.22198/rys2021/33/1370>.

Karageorgis, AP; Kapsimalis, V; Kontogianni, A; Skourtos, M; Turner, KR; Salomons, W. 2006. Impact of 100-year human interventions on the deltaic coastal zone of the Inner Thermaikos Gulf (Greece): A DPSIR framework analysis. *Environmental Management* 38(2):304-315. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0290-8>.

Koh, H.; Teh, S.; Kh'ng, X; Raja Barizan, R. 2018. Mangrove Forests: Protection Against. *Journal of Tropical Forest Science* 30(5):446-460.

Kolb, M; Galicia, L. 2018. Scenarios and story lines: drivers of land use change in southern Mexico. *Environment, Development and Sustainability* 20(2):681-702. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-016-9905-5>.

de Lacerda, LD; Borges, R; Ferreira, AC. 2019. Neotropical mangroves: Conservation and sustainable use in a scenario of global climate change (en línea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29(8):1347-1364. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.3119>.

León, C. 2004. Piezas de un rompecabezas: dimensión socioeconómica de las costas de México (en línea). En: Rivera Arriaga, E., G. J. Villalobos, I. Azuz Adeath, y F. Rosado May (eds.), 2004. *El Manejo Costero en México*. Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT, CETYS-Universidad, Universidad de Quintana Roo. 654 p. Disponible en: http://etzna.uacam.mx/epomex/pdf/Manejo_Costero.pdf

- Leyva-Ovalle, Á; Valdez-Lazalde, JR; de los Santos-Posadas, HM; Martínez-Trinidad, T; Herrera-Corredor, JA; Lugo-Espinosa, O; García-Nava, JR. 2017. Monitoreo de la degradación forestal en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys). *Madera Bosques* 23(2):69-83. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321431>.
- Lin, T; Xue, XZ; Lu, CY. 2007. Analysis of coastal wetland changes using the DPSIR model: A case study in Xiamen, China. *Coastal Management* 35(2-3):289-303. DOI: <https://doi.org/10.1080/08920750601169592>.
- Liu, S; Li, X; Chen, D; Duan, Y; Ji, H; Zhang, L; Chai, Q; Hu, X. 2020. Understanding Land use/Land cover dynamics and impacts of human activities in the Mekong Delta over the last 40 years (en línea). *Global Ecology and Conservation* 22:e00991. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00991>.
- López-Portillo, J; Ezcurra, E. 2002. Los manglares de México: Una revisión (en línea). *Madera y Bosques* 8:27-51. Disponible en <https://www.redalyc.org/pdf/617/61709802.pdf>.
- Melet, A; Teatini, P; Le Cozannet, G; Jamet, C; Conversi, A; Benveniste, J; Almar, R. 2020. Earth Observations for Monitoring Marine Coastal Hazards and Their Drivers (en línea). s.l., Springer Netherlands, vol.41. 1489-1534 p. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10712-020-09594-5>.
- Nagelkerken, I; Blaber, SJM; Bouillon, S; Green, P; Haywood, M; Kirton, LG; Meynecke, JO; Pawlik, J; Penrose, HM; Sasekumar, A; Somerfield, PJ. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany* 89(2):155-185. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>.
- Nguyen, HH. 2014. The relation of coastal mangrove changes and adjacent land-use: A review in Southeast Asia and Kien Giang, Vietnam (en línea). *Ocean and Coastal Management* 90:1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.12.016>.
- Nguyen, HH; McAlpine, C; Pullar, D; Johansen, K; Duke, NC. 2013. The relationship of spatial-temporal changes in fringe mangrove extent and adjacent land-use: Case study of Kien Giang coast, Vietnam (en línea). *Ocean and Coastal Management* 76:12-22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.01.003>.
- Núñez Gómez, JC; Ramos Reyes, R; Barba Macías, E; Espinoza Tenorio, A; Gama Campillo, LM. 2016. Índice de vulnerabilidad costera del litoral tabasqueño, México (en línea). *Investigaciones Geograficas* 2016(91):70-85. DOI: <https://doi.org/10.14350/ig.50172>.
- Osland, MJ; Feher, LC; López-Portillo, J; Day, RH; Suman, DO; Guzmán Menéndez, JM; Rivera-Monroy, VH. 2018. Mangrove forests in a rapidly changing world: Global change impacts and

conservation opportunities along the Gulf of Mexico coast (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 214(July):120-140. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.006>.

Pacheco, A; Carrasco, AR; Vila-Concejo, A; Ferreira, Ó; Dias, JA. 2007. A coastal management program for channels located in backbarrier systems. *Ocean and Coastal Management* 50(1-2):119-143. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.08.008>.

Palmer, BJ; Hill, TR; McGregor, GK; Paterson, AW. 2011. An assessment of coastal development and land use change using the DPSIR framework: Case studies from the eastern cape, South Africa. *Coastal Management* 39(2):158-174. DOI: <https://doi.org/10.1080/08920753.2010.540710>.

Pérez Sánchez, B; Bertha, A; Fócil, V; Morales Méndez, A; Arturo, L; Olán, M. 2014. Economía y Crecimiento Poblacional en Tabasco (en línea). *Hitos de Ciencias Económico Administrativas* 20:1. Disponible en <https://revistas.ujat.mx/index.php/hitos/article/view/818>.

Pinkus-Rendón, MJ; Contreras-Sánchez, A. 2012. Impacto socioambiental de la industria petrolera en Tabasco: El caso de la Chontalpa (en línea). *Revista LiminaR. Estudios Sociales y Humanísticos* X:122-144. Disponible en <https://www.scielo.org.mx/pdf/liminar/v10n2/v10n2a8.pdf>.

Pirrone, N; Trombino, G; Cinnirella, S; Algieri, A; Bendoricchio, G; Palmeri, L. 2005. The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: Preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system. *Regional Environmental Change* 5(2-3):111-137. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-004-0092-9>.

Quevedo, JMD; Uchiyama, Y; Kohsaka, R. 2021. A blue carbon ecosystems qualitative assessment applying the DPSIR framework: Local perspective of global benefits and contributions (en línea). *Marine Policy* 128(2021):104462. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104462>.

Ramos-Muñoz, D; Ramos-Reyes, R; Zamora-Cornelio, LF; Hernández-De la Cruz, A; Espinoza-Tenorio, A. 2019. Exclusión en el Golfo de México: una visión desde los pescadores sobre la industria petrolera en Tabasco. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía* 28(2):357-372. DOI: <https://doi.org/10.15446/rcdg.v28n2.73511>.

Ramos Reyes, R; Palomeque de la Cruz, MÁ. 2017. Modelación del cambio de uso del suelo en Comalcalco, Tabasco, México. *Revista de Urbanismo* (37):1. DOI: <https://doi.org/10.5354/0717-5051.2017.47986>.

Reyes-Hernández, H; Cortina-Villar, S; Perales-Rivera, H; Kauffer-Michel, E; Pat-Fernández, JM. 2003. Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante

el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Investigaciones Geograficas* 51(Mx):88-106. DOI: <https://doi.org/10.14350/rig.30416>.

Rodríguez-Zúñiga, MT; Troche-Souza, C; Cruz-López, MI; Rivera-Monroy, VH. 2022. Development and Structural Organization of Mexico's Mangrove Monitoring System (SMMM) as a Foundation for Conservation and Restoration Initiatives: A Hierarchical Approach. *Forests* 13(4). DOI: <https://doi.org/10.3390/f13040621>.

Sánchez-Munguía, A. 2005. Uso del suelo agropecuario y deforestación en Tabasco 1950-2000. UJAT. Villahermosa, Tabasco, México. ISBN: 9685748675.

San-Pallo, MG; Ramos-Muñoz, DE; Mesa-Jurado, MA; Díaz-Perera, MÁ. 2019. Informes de gobierno y paisaje forestal en Tabasco y Chiapas de 1947-1982. *EntreDiversidades. Revista de Ciencias Sociales y Humanidades* 6(2):233-262. DOI: <https://doi.org/10.31644/ed.v6.n2.2019.a08>.

Sánchez-Gil, P; Yáñez-Arancibia, A; Ramírez-Gordillo, J; Day, JW; Templet, PH. 2004. Some socioeconomic indicators in the Mexican states of the Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management* 47(11-12 SPEC. ISS):581-596. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.12.003>.

Sarmin, NS; Mohd Hasmadi, I; Pakhriazad, HZ; Khairil, WA. 2016. The DPSIR framework for causes analysis of mangrove deforestation in Johor, Malaysia (en línea). *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management* 6:214-218. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.11.002>.

Soares-Filho, BS; Rodrigues, HO; Costa, WL; Schlesinger, P. 2010. Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO (en línea). -Belo Horizonte :122 p. Disponible en https://www.lapa.ufscar.br/geotecnologias-1/Dinamica_EGO_guidebook.pdf.

Soto-Galera, E; Piera, J; López, P. 2010. Spatial and temporal land cover changes in Terminos Lagoon Reserve, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 58(2):565-575. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5229>.

de Sousa-Felix, RC; Pereira, LCC; Trindade, WN; de Souza, IP; da Costa, RM; Jiménez, JA. 2017. Application of the DPSIR framework to the evaluation of the recreational and environmental conditions on estuarine beaches of the Amazon coast. *Ocean and Coastal Management* 149:96-106. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.09.011>.

Su, J; Yin, B; Chen, L; Gasparatos, A. 2022. Priority areas for mixed-species mangrove restoration: The suitable species in the right sites. *Environmental Research Letters* 17(6). DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac6b48>.

Suyadi; Gao, J; Lundquist, CJ; Schwendenmann, L. 2018. Characterizing landscape patterns in changing mangrove ecosystems at high latitudes using spatial metrics (en línea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 215(October):1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.005>.

Swangjang, K; Kornpiphat, P. 2021. Does ecotourism in a Mangrove area at Klong Kone, Thailand, conform to sustainable tourism? A case study using SWOT and DPSIR (en línea). *Environment, Development and Sustainability* 23(11):15960-15985. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01313-3>.

Temino-Boes, R; Romero-López, R; Romero, I. 2019. A spatiotemporal analysis of nitrogen pollution in a coastal region with mangroves of the Southern Gulf of Mexico. *Water (Switzerland)* 11(10). DOI: <https://doi.org/10.3390/w11102143>.

Torres Rodríguez, V; Márquez García, A; Bolongaro Crevenna, A; Chavarría Hernández, J; Expósito Díaz, G; Márquez García, E. 2010. Tasa de erosión y vulnerabilidad costera en el estado de Campeche debidos a efectos del cambio climático (en línea). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático* :325-344. Disponible en [http://www.anide.edu.mx/archivos/CAP15 Tasaerosion Costera Campeche.pdf](http://www.anide.edu.mx/archivos/CAP15_Tasaerosion Costera Campeche.pdf).

Tudela, F. 1989. La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco: proyecto integrado del Golfo (en línea). :490.

Turschwell, MP; Tulloch, VJD; Sievers, M; Pearson, RM; Andradi-Brown, DA; Ahmadi, GN; Connolly, RM; Bryan-Brown, D; López-Marcano, S; Adame, MF; Brown, CJ. 2020. Multi-scale estimation of the effects of pressures and drivers on mangrove forest loss globally (en línea). *Biological Conservation* 247(May):108637. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108637>.

Valderrama, L; Troche, C; Rodriguez, MT; Marquez, D; Vázquez, B; Velázquez, S; Vázquez, A; Cruz, MI; Ressler, R. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 Period. *Wetlands* 34(4):747-758. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>.

Valderrama Landeros, LH; Rodríguez Zúñiga, MT; Troche Souza, Carlos Velázquez Salazar, Samuel Villeda Chávez, E; Alcántara Maya, José Alberto Vázquez Balderas, Berenice Cruz López, MI; Ressi, R. 2017. *Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015*. s.l., s.e. 128 p.

del Valle, A; Eriksson, M; Ishizawa, OA; Miranda, JJ. 2020. Mangroves protect coastal economic activity from hurricanes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117(1):265-270. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1911617116>.

Velázquez Salazar, S; Rodríguez Zúñiga, MT; Alcántara Maya, JA; Villeda Chávez, E; Valderrama Landeros, L; Troche Souza, C; Vázquez Balderas, B; Pérez Espinosa, I; Cruz López, MI; Ressler, R; De la Borbolla, DV.; Paz, O; Aguilar Sierra, V; Hurby, F; Muñoa Coutiño, JH. 2021. Manglares de México. Actualización y análisis de los datos 2020. s.l., s.e. 168 p.

Villalobos Zapata, GJ; Yáñez-Arancibia, a.; Day Jr, JW; Lara-Domínguez, a. L. 1999. Ecología y Manejo de los Manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México (en línea). Ecosistemas de Manglar en América Tropical :263-274. Disponible en http://www1.inecol.edu.mx/ecosistemasdemanglar/Cap_17.pdf.

Zavala-Cruz, J; Ortíz-Pérez, MA. 2019. Geomorfología. En: La biodiversidad del Estado de Tabasco. Estudio de Estado. Volumen I. CONABIO. México :29-36.

Anexo 1: Clases de cobertura asignadas a los mapas de manglares y sus coberturas adyacentes

ID	Clase	Descripción
1	Desarrollo antrópico	Poblados, estanques acuícolas, granjas camarónicas, salineras, caminos y carreteras, obras de infraestructura hidráulica, obras de la industria de hidrocarburos.
2	Agrícola-pecuaria	Áreas de agricultura de temporal y riego, pastizales temporales y permanentes. Principalmente incluye coberturas antrópicas.
3	Otra vegetación	Vegetación arbórea, principalmente, vegetación natural de selvas bajas inundables, selvas medianas y altas, vegetación secundaria
4	Sin vegetación	Áreas sin vegetación, con erosión y playas
5	Manglar	Áreas de vegetación arbustiva o arbórea que incluyan las siguientes especies en asociación o una sola especie: mangle blanco (<i>Laguncularia racemosa</i>), mangle rojo (<i>Rhizophora mangle</i>), mangle negro (<i>Avicennia germinans</i>), y mangle botoncillo (<i>Conocarpus erectus</i>). Fragmentos de árboles o arbustos de manglar muerto o en regeneración. Cobertura que ha sido afectada por factores antrópicos o naturales.
7	Otros humedales	Vegetación de popal, tular, carrizal, pastizales inundables o vegetación hidrófila con individuos de mangle dispersos.
8	Cuerpos de agua	Lagunas, ríos, aguadas, esteros, bahías.

Fuente: elaboración propia adaptado de (Valderrama Landeros et al. 2017)

Anexo 2: Síntesis de impulsores, presiones, impactos, estado y respuesta (DPSIR) sobre los manglares de la región de la llanura costera del Golfo de México en el período de 1980 a 2020.

Impulsores (D)	Presión (P)	Impactos (I)	Estado (S)	Respuesta (R)
Demografía	Comunidades no planificadas Demanda de energía de biomasa (leña, carbón, madera) Extracción de madera a pequeña escala	Competencia por los recursos naturales Salinización de suelos Disminución de aporte de agua dulce	Pérdida de área de ecosistemas naturales costeros (manglares, selvas, humedales) Eutrofización de las lagunas costera	Áreas Naturales Protegidas (ANP) Unidades de Manejo Ambiental (UMA) Legislación ambiental Restauración ecológica Reforestación Sistema de Monitoreo de Manglares Incentivos para conservación Educación ambiental
	Sobreexplotación de recursos alimenticios (ostras, cangrejos, peces) Contaminantes orgánicos Ubicación de basureros comunales y municipales	Obstrucción del flujo hidrológico Hiper salinización del manglar y coberturas aledañas	Contaminación del manto acuífero Pérdida de biodiversidad Sedimentación de los ecosistemas acuáticos	
Agricultura	Cambio cobertura de clases naturales Contaminantes inorgánicos Avance de la frontera agropecuaria Dragado de canales, ríos, lagunas	Contaminación por lixiviados de basureros municipales Cambio en la composición de especies		
	Descargas de aguas residuales Desecación de humedales Deforestación de selvas y manglares	Compactación del suelo Fragmentación		
Ganadería	Instalación de plantas termoeléctricas Producción de petróleo y gas Construcción de bordos	Deforestación del manglar		
	Extracción de arena Construcción de carreteras Contaminación por hidrocarburos Apertura de canales Extracción de madera selectiva			
Industrialización				

(Villalobos Zapata et al. 1999, Portillo Jorge y Ezcurra 2002, Sánchez-Gil et al. 2004, Rivera-Arriaga y Villalobos-Zapata 2005, Guerra y Gaona 2006, Domínguez-Domínguez et al. 2011, Galmiche-Tejeda y Solana-Villanueva 2011, Pinkus-Rendón y Contreras-Sánchez 2012, Yáñez-Arancibia et al. 2014, Tovilla Hernández et al. 2013, Hernández Melchor et al. 2017, 2017, Domínguez-Domínguez et al. 2019, Samuel et al. 2019, Gómez-Ruiz et al. 2022)

Anexo 3: Matrices de transición de cambios de cobertura del suelo para los períodos 1981-2005 y 2005-2010 (Área en Ha).

Matriz de transición de cambios de cobertura de 1981-2005

Coberturas	DA	AP	OV	SV	MG	OH	CA	Pérdidas
DA		596	373	14	35	296	62	1,376
AP	5,075		27,105	71	968	13,332	394	46,945
OV	5,624	80,966		226	1,787	32,183	508	121,294
SV	530	881	240		32	124	2,999	4,806
MG	727	2,964	5,851	121		17,496	1,286	28,445
OH	2,863	19,343	20,363	134	16,694		10,913	70,310
CA	425	688	546	146	651	2,935		5,391
Ganancias	15,244	104,842	54,105	698	20,132	66,070	16,100	278,567

Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA= Desarrollo antrópico; Mg: Manglares; Mp=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; O= Otros, OH= Otros humedales; SV= Sin vegetación.

Matriz de transición de cambios de cobertura de 1981-2005

Coberturas	DA	AP	OV	SV	MG	OH	CA	Pérdidas
DA		345	326	25	192	232	149	1,269
AP	5,661		28,274	167	1,395	17,553	1,187	54,237
OV	1,941	40,091		122	3,978	28,369	564	75,065
SV	219	92	87		50	92	187	727
MG	287	602	3,257	371		6,745	2,033	13,295
OH	1,526	28,187	18,628	91	13,097		7,545	69,074
CA	115	430	449	237	2,057	3,670		6,958
Ganancias	9,749	69,747	51,021	1,013	20,769	56,661	11,665	220,625

Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA= Desarrollo antrópico; Mg: Manglares; Mp=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; O= Otros, OH= Otros humedales; SV= Sin vegetación.

5 Discusión general y conclusiones

5.1 Hallazgos principales de la caracterización de los cambios en la cobertura del suelo e impulsores que influyen en el área de estudio

Los procesos de cambio en la cobertura del suelo y uso del suelo que ocurren a nivel local, regional y global son complejos, impulsados por las actividades humanas y los procesos naturales, teniendo consecuencias ecológicas, económicas, políticas, biofísicas y sociales (Karageorgis et al. 2006). Uno de los primeros pasos para entender estos procesos es describir los patrones de cambio a través de su caracterización. Una vez caracterizadas las transformaciones en la cobertura del suelo, se puede considerar las consecuencias de estos cambios, proponer estrategias de monitoreo para evaluar los cambios en el ecosistema, predecir cambios futuros y gestionar de manera sostenible estos recursos (Turner et al. 2007). Entonces, la caracterización inicial de los cambios en la cobertura del suelo y uso del suelo es importante que se realice, de manera que facilite la comprensión por una amplia audiencia (Ambastha et al. 2010), incluyendo tomadores de decisión, científicos y público en general. Como la mayoría de las áreas costeras, la región de la llanura costera del Golfo de México ha sufrido enormes cambios como resultado de las modificaciones en la cobertura del suelo de los ecosistemas naturales, entre ellos, manglares, humedales y selvas. Estos cambios se han producido a un ritmo constante durante las últimas cuatro décadas. Por su parte, la presente investigación identificó los patrones en los cambios de la cobertura del ecosistema de manglar en la llanura costera del Golfo de México, explicando los factores subyacentes (factores antropogénicos principalmente, por ejemplo, el crecimiento poblacional) que la impulsan y las implicaciones en la conservación de este recurso. Por lo tanto, la pregunta clave fue: ¿los cambios en la cobertura del ecosistema de manglar a nivel regional dependen de la dinámica de transformación/recuperación impulsada por factores de cambio asociados a presiones antropogénicas?

Para abordar este objetivo, la investigación se enfocó en un método mixto, con un análisis geoespacial (proceso de interpretación, exploración y modelización de datos en SIG), trabajo de campo de verificación, revisión de datos históricos y modelo DPSIR. Estos tipos de análisis son reconocidos y rentables para mapear, caracterizar paisajes y monitorear la dinámica de cambios de cobertura del suelo a diferentes escalas espaciales y temporales. Además, el conjunto de datos generados en esta investigación proporcionó información actualizada de la caracterización de los cambios en la cobertura del manglar para la llanura costera del Golfo de México.

Se han realizado otros estudios en áreas específicas dentro del área, como en laguna de términos (Rivera-Arriaga y Villalobos-Zapata 2005, López-González et al. 2017), pantanos de Centla (Guerra y Gaona 2006) y Tabasco (Hernández Melchor 2013, Valderrama et al. 2014). Sin embargo, este sería

uno de los primeros estudios regionales para la llanura costera del Golfo de México, por lo que la utilidad es como guía preliminar para los planificadores y tomadores de decisiones. Lo cual les permita entender mejor la dinámica de cambios en el paisaje, incidiendo en la gestión adecuada o estrategias de intervención, para el monitoreo de cambios futuros a diferentes escalas espaciales y temporales, en la formulación de políticas u otros estudios similares en otras regiones o a nivel local. Los resultados mostraron que las principales clases del área de estudio para 1981 eran otros humedales (34.2%) y otra vegetación (20.5%); seguidos de los cuerpos de agua (18.4%), manglar (12.9%) y agrícola pecuaria (12.7%); por lo que se tenía un paisaje predominantemente de grandes extensiones de humedales, otra vegetación (selvas bajas inundables, vegetación secundaria), manglares y cuerpos de agua (Figura 5.1), sujetos a regímenes de inundación durante seis meses en el año. Sin embargo, para 2020, la cobertura de otros humedales (33%) y manglares (12.8%) se redujo en términos netos alrededor del 1.2%, pero la clase que se redujo drásticamente fue otra vegetación (14%), perdiendo cerca del 6.5% de su cobertura inicial.

Mientras que los cuerpos de agua (19.5%) aumentaron, al igual que la categoría agrícola-pecuaria (18%) que aumentó cerca del 5.3% entre 1981 a 2020. La clase de desarrollo antrópico también mostró un aumento importante pasando de 0.8% a 2.4% en el mismo período (Figura 5.1). Para 2020, el paisaje tiene una transformación a un área de humedales que están perdiendo áreas en favor de las actividades económicas, cuerpos de agua que se extienden en las áreas de humedales por el cambio para extracción de arena para construcción, áreas agrícola-ganaderas de subsistencia, principalmente, y en la zona del municipio del Carmen, Campeche, para extensiones de plantaciones de sorgo, arroz y palma de aceite en gran escala (Isaac-Márquez 2021).

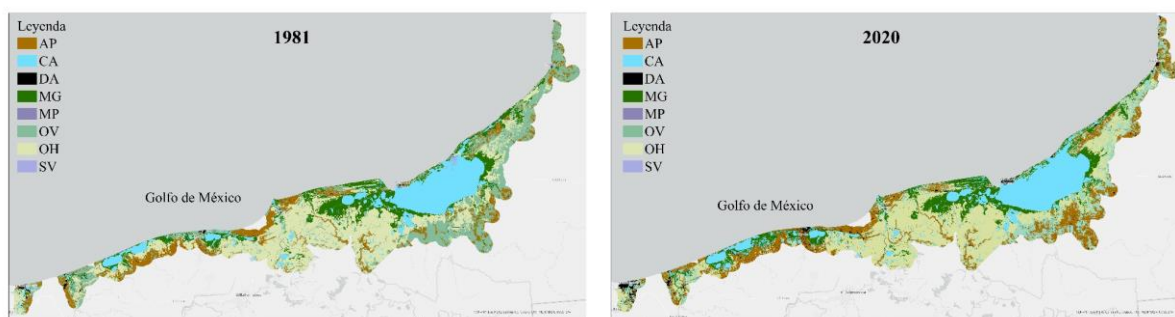


Figura 5.1. Clasificación de las coberturas en la llanura costera del Golfo de México para los años de 1981 y 2020. Las siglas hacen referencia a: AP=agrícola – pecuario; CA= Cuerpos de agua; DA= Desarrollo antrópico; MG: Manglares; MP=Manglares perturbados; OV= Otra vegetación; OH= Otros humedales; SV= Sin vegetación.

Estos cambios en la cobertura del suelo son impulsados por el aumento de los asentamientos humanos, el desarrollo de la agricultura, ganadería e infraestructura (caminos, carreteras, bordos, drenes), que permitió la introducción de actividades económicas y asentamientos humanos. Aunque no se han

realizado análisis para toda la región de estudio a escala regional, se han hecho investigaciones en áreas particulares de esta, como en la reserva protección de flora y fauna Laguna de Términos (1974-2001); donde encontraron patrones similares de cambios en la cobertura de los humedales, manglares y selvas, en favor del aumento de los pastizales para ganadería, agricultura (arroz, sorgo), aumento de las áreas urbanas, derivadas de una mayor accesibilidad al área por el incremento de las carreteras (Soto-Galera et al. 2010).

Como se observa en la Figura 5.2, el período de 1981-2005 presentó mayores transiciones entre coberturas naturales a antrópicas. Las matrices de transición mostraron que, de 1981 a 2005, 34 transiciones explican el 99% de los cambios ocurridos en el paisaje. De estas, las mayores transiciones son de la categoría de otra vegetación (43.2%) a la clase de agrícola-pecuaria con el 29.04% de transición, le siguió la transformación hacia otros humedales (11.52%). Otros humedales fue la segunda clase con los mayores cambios (25.22%), de los cuales el 7% fue de transición a agrícola pecuaria. Estos cambios también llevaron a un aumento de la fragmentación del paisaje, pasando de 24,496 a 42,597 parches en el período de 1981-2005; las coberturas duplicaron su número de parches en este período.

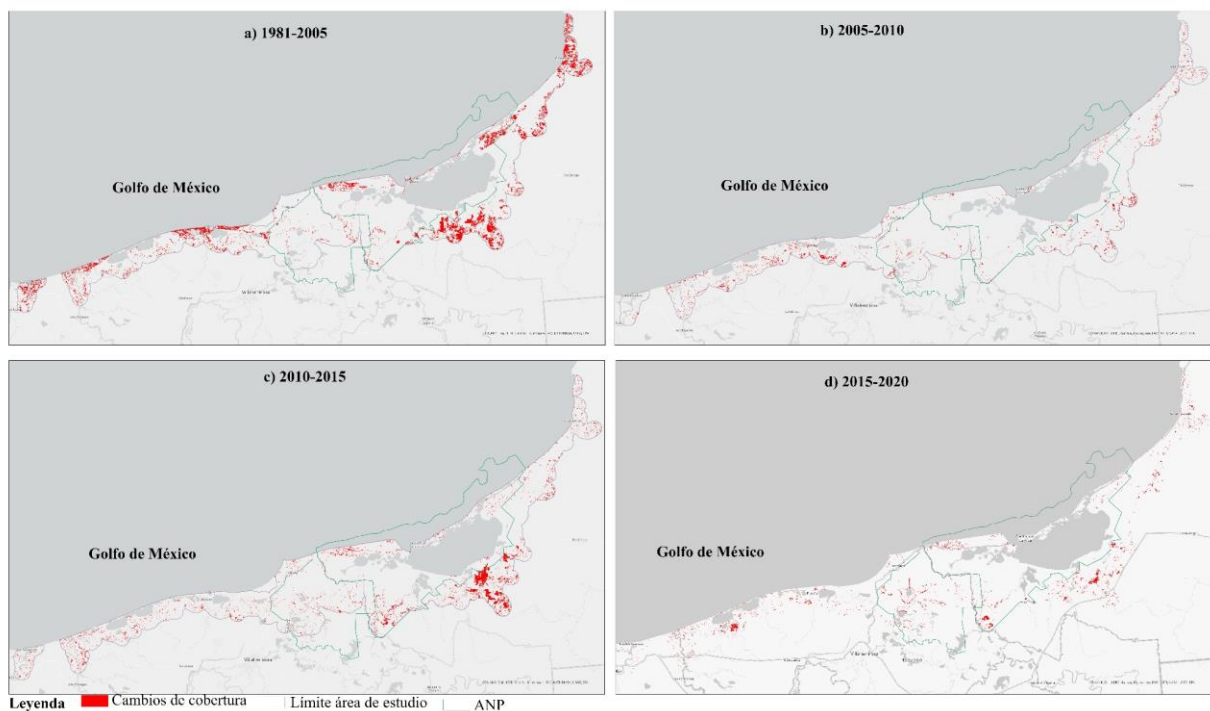


Figura 5.2. Transiciones de pérdida de las coberturas naturales (otros humedales, otra vegetación y manglares) hacia las coberturas antrópicas (agrícola-pecuaria y desarrollo antrópico) en los cuatro períodos de análisis (1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020), para la llanura costera del Golfo de México.

Estas transiciones presentes en los cuatro períodos (1981-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020) se dieron, principalmente, en las zonas del municipio de Cárdenas, estado de Tabasco y los municipios

de Carmen y Palizada en el estado de Campeche; posiblemente relacionadas con el aumento de la población (datos del censo de población del 1980, 1990 y 2010 del INEGI), la cual aumentó en este período un 74%, de los cuales, el 64% fue en zonas urbanas y el 10% en áreas rurales. Sin embargo, hubo un crecimiento del 474% en el número de poblaciones rurales distribuidas por el área de estudio, principalmente en el municipio de Carmen, que también fue el área que presentó los mayores cambios de coberturas naturales a clases antrópicas. Los cambios en las coberturas aparecen también al interior de las áreas naturales protegidas, particularmente, en las áreas colindantes a los bordos de los ríos, lagunas y caminos existentes. Por lo que no todas las medidas de protección han sido efectivas para la conservación de los humedales, manglares y coberturas asociadas.

Los resultados de los cambios de la cobertura del manglar muestran que, en términos netos, de 1981 a 2020 solo disminuyó 1,656 ha que corresponde al 0.9% de su cobertura original. No obstante, las transiciones por períodos muestran que las mayores transiciones se presentaron de 1981-2005 con el 10.25% de su cobertura (Figura 5.3), posteriormente, de 2005-2010 fue de 7.33%, 2010-2015 presentaron las transiciones más bajas con el 3.65% y aumentó a 6.82% de 2015 a 2020 (Figura 5.3). Los datos muestran que, en los cuatro períodos, las mayores transiciones fueron hacia la clase de otros humedales con el 6.25 % (1981-2005), 3.64% (2005-2010), 1.32% (2010-2015) y 3% (2015-2020). Seguidas por las transiciones hacia otra vegetación, cuerpos de agua y agrícola-pecuaria. Entonces, basar las prioridades de conservación en la tasa de pérdida de manglares podría no reflejar los procesos de fragmentación y la pérdida de las funciones asociada a este proceso.

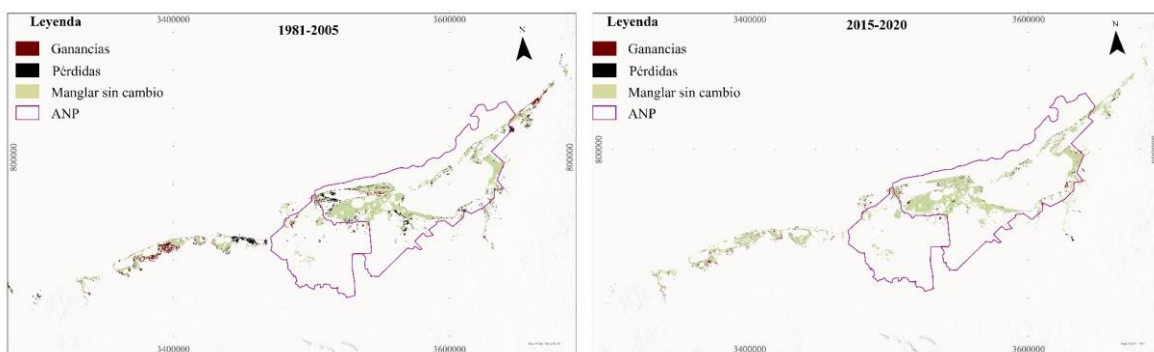


Figura 5.3. Áreas de pérdidas y ganancias de la cobertura de manglares en la llanura costera del Golfo de México para los períodos 1981-2005, 2015-2020.

La cobertura de manglar está perdiendo área de forma constante en cada uno de los períodos estudiados, de la misma manera, está ganando áreas en otras secciones del área de estudio. La tendencia en los análisis de transición y fragmentación es que está consolidando sus parches grandes mayores a 100 ha, al mismo tiempo que los parches menores a 100 ha están reduciendo su área y transformándose, principalmente, a otros humedales; los cuales, en su mayoría, son utilizados en la

temporada seca como zonas de pastoreo. Los parches menores a 10 ha que están inmersos en la matriz agrícola-ganadera están desapareciendo. Lo cual es congruente con lo reportado en un estudio sobre antropización de costas de México, donde mencionan que los ambientes costeros asociados a manglares están dominados por la intensificación sostenida de las actividades humanas y la competencia por el espacio (Samuel et al. 2019).

Los resultados de conectividad mostraron que los parches más grandes de manglares son los que tienen los mayores valores para la conectividad. Pero los parches pequeños están cumpliendo una función para las especies, como trampolines, principalmente, para las especies que se desplazan grandes distancias. Los parches pequeños juegan un papel importante en la disponibilidad general del hábitat, diferente a lo que se puede esperar solo del área que proporcionan (Saura et al. 2011). Los resultados mostraron que estos en el área funcionan como escalones, aumentando la conectividad forestal para las especies en todas las distancias de dispersión.

En el área de estudio, existen dos dinámicas contrarias. Por un lado, en la región de Campeche, donde se tiene la mayor cantidad de hectáreas de manglar, se están perdiendo manglares a un ritmo constante, principalmente en los bordes de los fragmentos grandes, en especial, los márgenes colindantes a coberturas agrícola-pecuaria, y desarrollo antrópico. Esta área en particular está fuertemente impulsada por el desarrollo de la agroindustria de la palma de aceite (Isaac-Márquez 2021) y la extracción de petróleo en alta mar (González-López y Giampietro 2018). Por el contrario, los manglares en la región de las lagunas costeras de Tabasco están consolidando sus fragmentos grandes, por la extensión de su área, perdiendo la mayoría de los fragmentos pequeños que se adhieren a los parches más grandes o se diluyen dentro de la matriz agrícola-pecuaria. Una posible explicación son cambios en la hidrodinámica local y la salinización de los suelos, por la construcción de más de 80 km de canales en los años 70-80 y la apertura del litoral de la barra de panteones en 1975, con una salinización de más de 60,000 ha de suelo (Zavala, 1988; Ortiz y Peña, 1993). Además de un proceso de subsidencia, lo que presenta un avance de la línea de costa hacia el continente (Ortiz, et al. 2005). La tendencia de cambio de las coberturas del suelo para la región (1981-2020) mostró que esta región presenta un desarrollo acelerado de la expansión urbana, aumento de las áreas dedicadas a la agricultura y la ganadería, desarrollo industrial por sobre las áreas de selvas, humedales y en menor proporción manglares. Estas tendencias podrían explicarse porque esta área ha sido un centro importante de extracción de petróleo y gas, alcanzando su máxima producción para el 2005 (Avalos et al. 2021). Las reservas más grandes terrestres y marinas de petróleo y gas se encuentran en el Golfo de México (González-López y Giampietro 2018), continuando su expansión tanto marítima como terrestre.

Igualmente, existe un aumento rápido y sin planificación de infraestructuras de comunicación terrestres y marítimas (drenes, canales, plataformas). Por lo que se desecaron tierras por el desarrollo de estas infraestructuras, lo que aumentó las áreas disponibles para agricultura y ganadería (Rodríguez García et al. 2022). Sobre la base de estos resultados, se puede concluir que es necesario considerar que esta zona costera donde concurren dichas actividades económicas (agricultura, ganadería e industria de hidrocarburos) está lejana a ordenar las actividades productivas y, por lo tanto, se presenta un aumento de las áreas dedicadas a estas actividades que causa presiones sobre las coberturas naturales de la zona costera.

Los resultados destacan la importancia de integrar el conocimiento existente en la región para la comprensión de los impulsores de la dinámica de cambio de las coberturas del suelo. Del análisis de DPSIR, se encontraron diferentes percepciones con respecto a los cambios en la cobertura del suelo. Las transiciones encontradas de 1981 a 2020 fueron impulsadas por la interacción de presiones derivadas de impulsores subyacentes como el crecimiento poblacional, el desarrollo de actividades económicas (agricultura, ganadería, industria, pesca), políticas de desarrollo y la economía. Sin embargo, algunos de los cambios que no se perciben y que son significativos han sido influenciados por impulsores próximos como la recolección de leña, producción de carbón vegetal, extracción de madera y asentamientos humanos dispersos de menos de 50 habitantes. Estos impulsores inmediatos están relacionados con la marginación, poco acceso a energías y alto costo para suplir sus necesidades básicas.

Además, el aumento de la población incrementa la demanda de tierras para asentamientos humanos, leña, madera, alimentos, por lo que el aumento de la población seguirá ejerciendo presión sobre las coberturas naturales de la región. La integración de datos adicionales para explicar los impulsores es importante con el fin de tener una base más informada para el diseño e implementación de políticas de planificación territorial que promuevan la capacidad de respuesta ante la dinámica de los cambios en la cobertura del suelo.

Los resultados de esta investigación proporcionan información importante sobre la caracterización de los cambios en la cobertura del suelo y la importancia de los parches pequeños en la conectividad. El uso de técnicas geoespaciales en la región es limitado, a pesar de las ventajas que ofrece para el monitoreo espacial, el análisis de conectividad o fragmentación. Por lo que el estudio resalta la importancia del uso de las técnicas para la comprensión de las dinámicas que ocurren a nivel espacial y cómo se relacionan con los impulsores económicos.

Los resultados van en la línea de la importancia de la planificación del uso del suelo para lograr una gestión sostenible de los recursos naturales en el paisaje de estudio, que también influye en los medios de vida rurales frente a los impactos de los cambios en la cobertura del suelo. Por lo que sería

importante que los diversos sectores económicos, políticos y sociales que concurren en la región pudieran desarrollar políticas que equilibren las demandas económicas, sociales y ambientales. Los métodos utilizados y los resultados podrían ser una guía práctica para el uso de datos abiertos y cerrar la brecha entre el uso de datos cartográficos disponibles y tecnologías SIG, con el conocimiento y las percepciones locales que obtienen de las demandas y solicitudes de cambios de uso de suelo para una mejor planificación del uso de este y la gestión de los recursos naturales, por parte de los planificadores y administradores territoriales. Los resultados pueden ser útiles con el objetivo de identificar áreas de prioridad para estudios más locales, áreas prioritarias de conservación y enfocar los esfuerzos de restauración desarrollo e implementación de políticas de manejo sostenible por parte de los tomadores de decisiones.

5.2 Limitaciones, recomendaciones y direcciones futuras

La tesis tiene una visión de caracterización de las tendencias y patrones de cambio de la región de la llanura costera del Golfo de México, haciendo énfasis en la clase de manglar, por lo que aporta información importante para la comprensión de su evolución en términos de cambios en la cobertura e identificación de áreas con las mayores transiciones. Con los resultados, se podría usar como base para la toma preliminar de medidas o acciones para propuestas de manejo y conservación. Sin embargo, aún con los buenos resultados, no está exento de ciertas limitaciones y recomendaciones que podrían mejorar la caracterización en investigaciones futuras.

En términos de contribuciones prácticas, la caracterización de los cambios en la cobertura evaluadas podría usarse como referencia para otros estudios en la región o tomadores de decisiones, no obstante, quedan algunos vacíos que pueden abordarse en el futuro. Por lo que se recomendaría para mejorarla, como primer punto, optimizar las capas de información geográfica utilizadas, las cuales están a una escala de 1:50,000, aunque permite presentar información importante sobre las transiciones, fragmentación y conectividad, esta puede mostrar inconsistencias y no es una fuente fiable para un análisis a una escala más local. La mejora progresiva de las fuentes de datos cartográficas y la integración del trabajo de campo puede contribuir a mejorar la calidad en el análisis de los estudios de cambios de cobertura del suelo en la región de la llanura costera del Golfo del Sur de México.

Como otro punto, dado que las mayores transiciones se presentaron en las coberturas de otros humedales y otra vegetación, sería importante diferenciar en las capas de información geográfica estas clases, en los diferentes tipos de vegetación que engloba cada una de ellas, por ejemplo, la de otra vegetación separarla en selvas bajas inundables y vegetación secundaria, de modo que permita explicar con más detalle las transiciones e identificar las áreas que son más vulnerables a los cambios de la cobertura.

Por otro lado, en el análisis de conectividad realizado, el parámetro de desplazamiento utilizado es orientativo, tomado de la presencia de especies identificadas en la literatura. Dado que son parámetros poco estudiados en manglares, y que para la región los manglares se están convirtiendo en una de las pocas coberturas naturales que pueden servir de refugio para diversos grupos de especies, es posible desarrollar estudios específicos, orientados a presencia de especies de fauna en manglares y mejorar el estudio de conectividad de los manglares en la región.

De los resultados de las matrices de transición, fragmentación y DPSIR; la agricultura, ganadería, actividades industriales y crecimiento poblacional parecen ser los principales factores de cambio en la cobertura de la región. Sin embargo, podrían orientarse estudios más específicos a nivel local para identificar otras presiones relacionadas con el proceso de cambio, particularmente, los relacionados con la erosión costera, cambios en la hidrodinámica u otros factores antrópicos que aumentan la probabilidad de cambios y fragmentación.

Sería importante replicar los análisis de cambios en la cobertura, fragmentación y conectividad con un enfoque local en las áreas identificadas con las mayores transiciones. Además de comprobar la importancia de los fragmentos más pequeños a la conectividad funcional, con trabajo de campo específico en el área. Dadas las transiciones entre los fragmentos de bosques de manglar, humedales y otra vegetación entre sí, es importante caracterizar la degradación de los fragmentos de manglar para entender hasta qué punto la heterogeneidad espacial refleja las dinámicas de los bosques y los procesos de recuperación de estos. De igual manera, estudiar la vulnerabilidad de los bosques de manglar a los cambios derivados del cambio climático, particularmente en esta región, donde se tienen pérdidas de la línea de costa por erosión, cambios en los patrones de lluvias y temperaturas, el aumento en la intensidad y frecuencia de inundaciones.

Como direcciones futuras y de acuerdo con los resultados principales encontrados, se recomendaría:

- De los resultados, se percibe que las mayores transformaciones se presentaron antes de 1980, por los diversos impulsores económicos (agricultura, ganadería, hidrocarburos) que detonaron grandes planes en la región desde 1950, por lo que sería interesante que, de ser posible, se incorporara información anterior a 1980, que permita caracterizar este período de grandes cambios.
- Caracterizar los cambios en la cobertura del suelo de las áreas que presentaron las mayores transiciones, de manera que permita proponer medidas, planes, estrategias, políticas y directrices con datos confiables por el gobierno del área, junto con las personas interesadas y los sectores económicos que concurren en el área. Dado que estas áreas se encuentran dentro de los planes de desarrollo de actividades como la expansión de cultivos, entre ellos, la palma

de aceite, sorgo, soya y maíz. Así como el crecimiento de infraestructura por el desarrollo del sector industrial a futuro debido a la construcción de la refinería Olmeca en Paraíso, Tabasco.

- Realizar el estudio similar, separando el área de estudio por límites político-administrativos (municipio, estado), dado que tienen características diferentes y distintivas de condiciones ambientales y socioeconómicas, con el fin de que los resultados puedan usarse para esfuerzos de gestión en áreas administrativas similares para la conservación de estos recursos.
- México tiene un sistema de tenencia de la tierra, que incluye ejidos, comunidades agrarias, localidades y pequeños propietarios. En esta investigación no se incluyeron dentro del análisis, por lo que sería interesante, dado la importancia del manejo ejidal y de las comunidades agrarias, un estudio sobre cómo la tenencia de la tierra influye en las dinámicas de cambio de las coberturas del suelo en la llanura costera del Golfo de México.
- Entender la evolución de los medios de vida de las poblaciones rurales y urbanas de la región, dado que existe una gran cantidad de población flotante que no se registra dentro de los censos poblacionales, quienes están en la región para trabajo y tienen su registro en otra ciudad, pero que ejercen presión sobre los recursos. Esta caracterización permitiría proponer medidas que disminuyan la presión sobre la base de los recursos naturales que aún se encuentran en la región.
- El gobierno federal tiene proyectos y programas prioritarios que está impulsando desde 2019, entre ellos, está la producción para el bienestar, en el cual se busca incrementar la producción y productividad del campo para productores de pequeña y mediana escala, en la región están apoyando el desarrollo de la caña de azúcar y maíz. Otro de sus grandes proyectos es la construcción de la refinería Olmeca en el puerto de dos bocas en Paraíso, Tabasco, para interconectar los ductos provenientes del litoral, que es donde se extrae el 80% de los hidrocarburos de México y con esto ayudar al desarrollo del sureste. Otro de los grandes proyectos es Sembrando Vida, en el cual se apoya a las comunidades rurales para el establecimiento de sistemas agroforestales para el desarrollo del campo, el cual tiene en el área de estudio grandes áreas participando en el proyecto. Por lo que sería importante incorporar los datos de estos proyectos a futuro, dado que los principales impulsores en la región son la agricultura, la ganadería y el sector hidrocarburos; con el fin de relacionar si estos programas han incidido en la conservación de los recursos existentes o, por el contrario, en el deterioro de los humedales, manglares y selvas.
- Con el cambio en la hidrología local, impulsada por los cambios de obras hidráulicas para evitar las inundaciones de las poblaciones, la erosión de la zona costera; se presenta infertilidad del suelo, expansión de las áreas de manglar, lo que genera conflictos con los

dueños de las tierras por la legislación aplicable al manglar. Debido a ello, sería importante realizar un estudio sobre la salinización de los suelos en la región y las variaciones que se presentan por los continuos cambios en la hidrología local.

- Realizar una investigación dirigida a establecer los impulsores de los cambios en la cobertura del suelo que tienen lugar a escalas locales, ya que este estudio se basó en los impulsores a nivel regional. Para establecer si existe una relación entre los impulsores regionales y los impulsores percibidos a escala local, con los cambios en la cobertura ocurridos en el área de estudio.
- Dado los resultados, sería interesante conocer la cuantificación y valores de los servicios ecosistémicos que se pierden o ganan en respuesta a los cambios en la cobertura del suelo a nivel espacial y en las diferentes escalas temporales abordadas. Particularmente, porque es una nueva línea de investigación que aporta a la caracterización de los cambios.

5.3 Literatura citada

Ambastha, KR; Hussain, SA; Badola, R; Roy, PS. 2010. Spatial analysis of anthropogenic disturbances in mangrove forests of Bhitarkanika Conservation Area, India. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 38(1):67-83. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12524-010-0013-y>.

Arturo, M; Pérez, O; Patricia, A; Linares, M; Campillo, LG. 2008. Morfodinámica de la línea de costa del estado de Tabasco, México: tendencias desde la segunda mitad del siglo XX hasta el presente. *Investigaciones Geográficas* (65):7-21. DOI: <https://doi.org/10.14350/rig.17971>.

Avalos, VR; Elia, D; Mu, R; Jurado, AM. 2021. El petróleo en Tabasco: propuesta para una periodización. 1:129-155.

González-López, R; Giampietro, M. 2018. Relational analysis of the oil and gas sector of Mexico: Implications for Mexico's energy reform. *Energy* 154:403-414. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.04.134>.

Guerra, VM; Gaona, SO. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geograficas* 59:7-25.

Hernández Melchor, GI. 2013. Legislación, cambio de uso de suelo y reforestación en manglares de Cárdenas, Tabasco (en línea). :139. Disponible en <http://files/131/Melchor - 2013 - POSTGRADO EN AGROECOSISTEMAS TROPICALES.pdf>.

Isaac-Márquez, R. 2021. La expansión del cultivo de la palma de aceite en Campeche. De los pequeños productores a la agroindustria transnacional. *Región Y Sociedad* 33:e1370. DOI: <https://doi.org/10.22198/rys2021/33/1370>.

Karageorgis, AP; Kapsimalis, V; Kontogianni, A; Skourtos, M; Turner, KR; Salomons, W. 2006. Impact of 100-year human interventions on the deltaic coastal zone of the Inner Thermaikos Gulf (Greece): A DPSIR framework analysis. *Environmental Management* 38(2):304-315. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0290-8>.

López-González, E; Marquez García, AZ; Toledo-Guzmán, AD. 2017. Cambio de uso de suelo en la zona litoral entre Ciudad del Carmen y Sabancuy en el estado de Campeche, México (en línea). s.l., En: Botello, A; Gutiérrez J y Rojas Galaviz JL (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. p. 105-116. Disponible en <https://www.redicomar.com/wp-content/uploads/2018/10/Vulnerabilidad-de-las-Zonas-Costeras-de-Latinoamérica-al-Cambio-Climático.pdf>.

Ortiz-Pérez, MA; Hernández-Santana, JR; Figueroa Mah Eng, JM; Gama-Campillo, L. 2010. Tasas del avance transgresivo y regresivo en el frente deltaico tabasqueño: en el periodo comprendido del año 1995 al 2008 (en línea). A.V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J.L. Rojas Galaviz (ed.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. Semarnat- ine, unam- icmyl, Universidad Autónoma de Campeche. 514 p. 1:156-19. Disponible en http://etzna.uacam.mx/epomex/publicaciones/vulnerabilidad/vulnerabilidad_CCParte2a.pdf.

Rivera-Arriaga, E; Villalobos-Zapata, GJ. 2005. The coastal zone of campeche, Mexico: Opportunities for implementing an integrated coastal management framework. *Journal of Coastal Research* 21(SPEC. ISS. 42):184-190.

Rodríguez García, HI; Ramos Muñoz, D; Ramírez Pacheco, AA. 2022. Infraestructuras y transformaciones territoriales en Tabasco, México (1950-2017): un acercamiento desde la cartografía social Infrastructures and territorial transformations from social cartography. *Economía, Sociedad y Territorio* xxii(69):571-601.

Samuel, VS; Humberto, VLL; Teresa, RZM; Isabel, CLM. 2019. Anthropization in the coastal zone associated with Mexican mangroves (2005–2015). *Environmental Monitoring and Assessment* 191(8). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7661-3>.

Saura, S; Vogt, P; Velázquez, J; Hernando, A; Tejera, R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management* 262(2):150-160. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.017>.

Soto-Galera, E; Piera, J; López, P. 2010. Spatial and temporal land cover changes in Terminos Lagoon Reserve, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 58(2):565-575. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5229>.

Turner, BL; Lambin, EF; Reenberg, Anette, E al. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability (en línea). *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(52):20666 LP - 20671. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>.

Valderrama, L; Troche, C; Rodriguez, MT; Marquez, D; Vázquez, B; Velázquez, S; Vázquez, A; Cruz, MI; Ressler, R. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 Period. *Wetlands* 34(4):747-758. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>.

Zavala, CJ. 1988. Regionalización natural de la zona petrolera de Tabasco. INIREB- División Regional Tabasco. Primera Edición. Villahermosa, Tabasco. :182.