

ARTICULO ORIGINAL

Degradación - resiliencia de las principales coberturas vegetales, tras impacto del huracán Irma en los cayos del noreste de Villa Clara, Cuba

Degradation - resilience of the main vegetation cover, after the impact of Hurricane Irma in the keys of the northeast of Villa Clara, Cuba

Joán I. Hernández-Albernas^{1*}
Gustavo Martín-Morales²
Reynaldo Estrada-Estrada³
Idalmis Almeida-Martínez⁴

¹ Refugio de Fauna Cayo Santa María. Plaza Las Terrazas. Caibarién, Villa Clara, Cuba.

² Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA). UNAM. Campus Morelia. Calle Hacienda San Blas 42, Hacienda Casa Blanca y Hacienda del Valle, CP58195, Morelia, Michoacán, México.

³ Fundación Antonio Núñez Jiménez de la Naturaleza y el Hombre (FANJ). Encarnación No. 203 e/ Flores y Serrano. Luyanó, Habana, Cuba.

⁴ Instituto de Geografía Tropical, Calle F No. 302 e/ 13 y 15. Plaza de la Revolución. Habana, Cuba..

* Autor para correspondencia:
joan.hdeza@gmail.com

OPEN ACCESS

Distribuido bajo:
Creative Commons Atribución-
NoComercial 4.0 Internacional
(CC BY-NC 4.0)

Editor:
Patricia González-Díaz
Centro de Investigaciones Marinas.
Universidad de La Habana.

Recibido: 30.8.2021

Aceptado: 22.11.2021

Resumen

El huracán Irma azotó la cayería noreste de Villa Clara el nueve de septiembre de 2017. La extensión de la región y la inaccesibilidad a muchos sitios de su geografía impidieron una valoración precisa de las afectaciones territoriales en el corto plazo. La percepción remota y el procesamiento de imágenes empleando QGIS, suministran las herramientas necesarias para la estimación de las mismas en nuestra investigación. Se determinó la distribución actual de los hábitats naturales, y se seleccionaron las principales coberturas vegetales como objeto de estudio. Con el uso del índice de vegetación normalizada (NDVI) se estima la degradación-resiliencia en el periodo 2016-2021. Los procesos de defoliación y rebrote constituyen las señales básicas en estas evaluaciones. Las afectaciones severas del huracán se estiman sobre el 82% del manglar (M), el 50% del bosque siempreverde micrófilo (BSV) y 29% del matorral xeromorfo (MX). El BSV y el MX mostraron una recuperación muy veloz, en comparación con el M. La dominancia de *Rhizophora mangle* en este hábitat afectado resulta determinante en la retardada resiliencia. El 58% de manglar recuperado a los 3.6 años del huracán sugiere planificar estrategias de restauración en los sitios críticos identificados.

Palabras clave: percepción remota, monitoreo de vegetación, NDVI, Sabana-Camagüey.

Abstract

Hurricane Irma hit the northeast keys of Villa Clara on September 9, 2017. The vast region and the inaccessibility to many places of its geography, prevented an accurate assessment of the effects on the territory. Remote sensing and image processing using QGIS provide the necessary tools for image estimation in our research. The current distribution of natural habitats was determined, selecting the main plant covers as the object of study.

With the use of the normalized difference vegetation index (NDVI) the degradation-resilience is estimated in the period 2016-2021. The processes of defoliation and regrowth are the basic signals in these evaluations. The severe effects of the hurricane are estimated at 82% of the mangrove (M), 50% of the dry evergreen forest (BSV) and 29% of the xeromorphic scrub (MX). The BSV and MX showed a very fast recovery, compared to the M. The dominance of *Rhizophora mangle* in this affected habitat is decisive in the delayed resilience. 58% of mangroves recovered 3.6 years after the hurricane suggest planning restoration strategies at the identified critical sites.

Keywords: remote sensing, vegetation monitoring, NDVI analysis, Sabana-Camagüey.

Introducción

Los hábitats costeros incluidos los cuerpos de agua, los bosques de mangle y otras formaciones vegetales cercanas a la costa, desempeñan un papel fundamental en el desarrollo sostenible a nivel local y regional; no solo por ser ecosistemas reguladores, sino por su importancia biológica, económica y socio-cultural (Guannel *et al.*, 2016). En particular, el ecosistema manglar y sus asociaciones naturales, no solo producen oxígeno y absorben dióxido de carbono, sino que también protegen al litoral contra la erosión derivada del oleaje y las mareas, y son una barrera efectiva contra la erosión eólica (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013). En ellos vive una gran variedad de peces, moluscos y crustáceos que son fuente de alimento para el hombre (Sandilyan & Kathiresan, 2012; Guannel *et al.*, 2016; Blankespoor *et al.*, 2017).

Los huracanes son resultado de los mecanismos que la misma naturaleza tiene para autorregularse, es decir, son procesos naturales del planeta, para transportar el exceso de energía del área tropical a las regiones más frías, por lo que ayudan a disipar el calor que se acumula en los océanos. En cambio, son una de las mayores amenazas naturales que enfrenta la humanidad, capaces de crear catastróficas inundaciones, centenares

de muertes y pérdidas económicas multimillonarias (OCHA, 2020). Estos fenómenos, acompañados por la vulnerabilidad de cada país, pueden contribuir negativamente en el desarrollo económico de la nación.

En términos del ecosistema, aunque el manglar es muy afectado por el paso de este tipo de fenómeno atmosférico, es capaz de recuperarse debido a su gran resiliencia. Algunos estudios han descrito los efectos destructivos y constructivos de los huracanes (Wingard *et al.*, 2020, Soanes *et al.*, 2021). Estos tienen en común la necesidad de localizar las mayores afectaciones y monitorearlas para determinar si sus efectos contribuyen con la resiliencia del ecosistema costero, a través de la deposición y el suministro de nutrientes. O si los daños causados persisten, entonces implementar acciones para su recuperación.

La temporada de tormentas del Atlántico de 2017 causó daños generalizados a las naciones del Caribe (Moore & Zaluski, 2018). Fue la tercera peor registrada en términos de número de desastres, países afectados y magnitud de los daños en Latinoamérica y el Caribe (OCHA, 2020). Los vientos y las lluvias asociados con los huracanes Irma y María contribuyeron a la destrucción de la infraestructura, los medios de vida y grandes daños al medio ambiente en la región (Karp *et al.*, 2017, Villafane *et al.*, 2018).

La tormenta tropical Irma se formó en el extremo este del Océano Atlántico, al oeste de las islas de Cabo Verde, en la mañana del 30 de agosto. Durante las siguientes 30 horas, Irma se intensificó hasta convertirse en un gran huracán categoría tres en la escala de vientos Saffir-Simpson (NWS-NOAA, 2017). La intensidad de Irma se mantuvo bastante estable durante los siguientes días, mientras se movía hacia una región con aire más seco, acercándose a las islas de Sotavento del norte el cuatro de septiembre. La tormenta se convirtió en huracán de categoría cinco el quinto día de septiembre, con vientos sostenidos mayores de 249 km/h. Durante los días siguientes, Irma continuó moviéndose hacia el oeste, pasando por el noreste de las Islas

de Sotavento, las Islas Vírgenes y justo al norte de las islas de Puerto Rico y La Española, mientras mantenía sus vientos de categoría cinco. El día ocho comenzó a acercarse rápidamente a la costa norte de Cuba como huracán de categoría cuatro (210-249 km/h), pero este mismo día intensifica sus vientos y pasa nuevamente a huracán de categoría cinco. Su paso por los cayos del Norte de Villa Clara fue el día nueve de septiembre con vientos de huracán categoría cuatro. (Fig. 1).

Los impactos de Irma en los cayos del Norte de Villa Clara fueron evidentes de inmediato, incluso desde el espacio. Muestra de ello fue la defoliación masiva observada en la cobertura vegetal de la zona. La combinación de bandas 432 del sensor satelital Sentinel 2, que

reflejaban cayos “verdes” debido a su densa y saludable canopia, pasaron a observarse en tonos de color marrón. (Fig. 2)

Los avances en los métodos y técnicas de detección remota para el estudio de la vegetación y las mejoras en la resolución espectral, espacial y temporal, así como el rendimiento radiométrico, brindan oportunidades alentadoras para avanzar significativamente en la capacidad de monitorear con precisión el estado de las formaciones vegetales, en función de su respuesta espectral a múltiples escalas de manera oportuna (Houborg *et al.*, 2015). Una de las técnicas empleadas, a partir de datos espectrales provistos por sensores remotos para monitorear las variaciones y salud de los bosques,

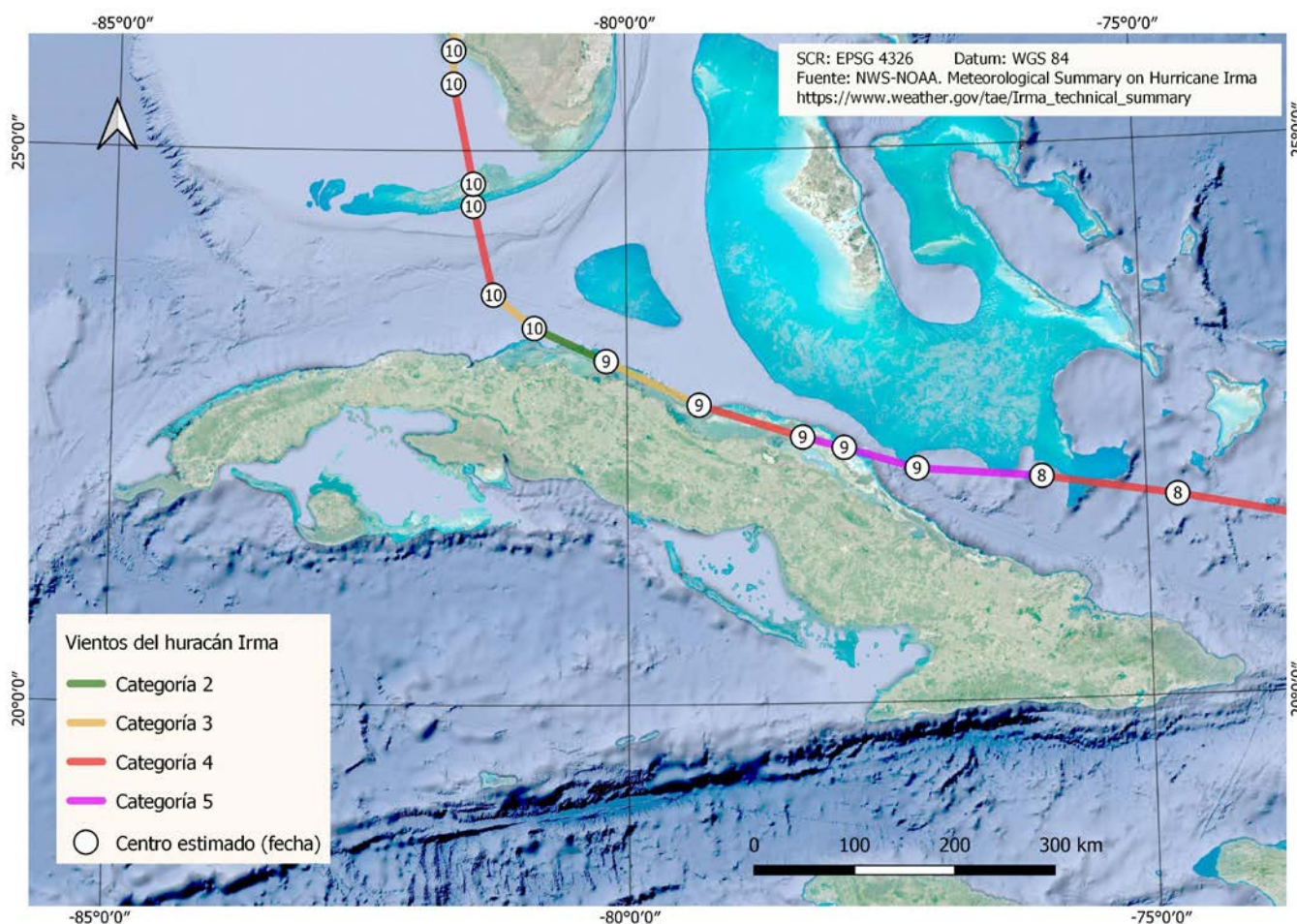


Fig. 1. Trayectoria del huracán Irma por la costa norte de Cuba (septiembre/2017).

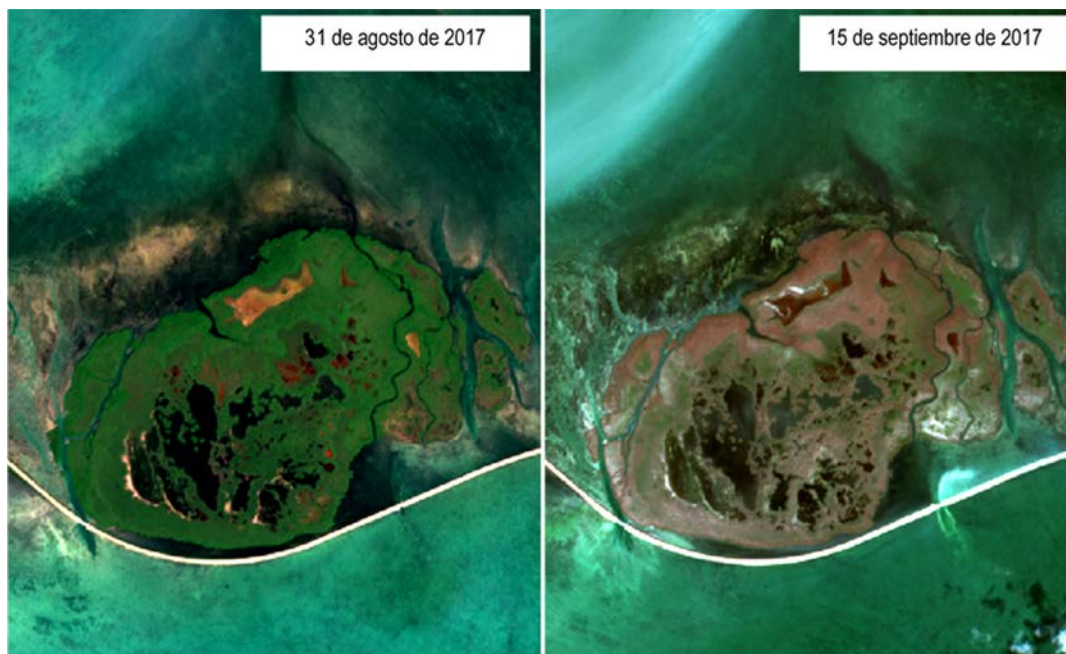


Fig. 2. Composición RGB de imágenes Sentinel 2, antes y después del embate de Irma sobre Cayos La Herradura, cayería noreste de Villa Clara, Cuba.

discriminar diferentes tipos de vegetación, así como estudiar su fenología a lo largo del tiempo, es el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, siglas en inglés) (Rouse *et al.*, 1973, Millano & Paredes, 2016).

En Cuba, desde la década de los 80 se ha venido trabajando con ayuda de las imágenes de satélites para la cartografía de la cobertura vegetal (Vilamajó *et al.*, 1991). De igual manera, se han realizado novedosas investigaciones con interés en la determinación del comportamiento espectral de la cobertura vegetal usando el NDVI, como son los casos de Ponvert-Delisle *et al.* (1997), Estrada *et al.* (2011), Oliveros (2015), Cobos *et al.* (2016), Cruz *et al.* (2020), los que sirven de referencia para el presente trabajo. Sin embargo, nunca se ha usado en nuestro país este índice para estimar la cobertura vegetal dañada tras el paso de ciclones, cuando puede ofrecerse un resultado preciso en extensas áreas inaccesibles.

El ecosistema de manglar y sus asociaciones naturales amortiguaron el impacto del huracán Irma en la zona turística de los cayos del noreste de Villa Clara. Este

ecosistema se ha venido recuperando por regeneración natural, y se pretende evaluar la degradación-resiliencia de las principales formaciones vegetales ante el impacto del huracán Irma con el uso de percepción remota. ¿Cómo ha sido esta recuperación hasta el presente, y cuáles zonas persisten con necesidades de restauración?, son interrogantes que condujeron el desarrollo de la investigación.

Materiales y métodos

Zona de estudio

Se localiza entre los 22° 42' y 22° 30' de latitud Norte y los 79° 18' y 78° 56' de longitud Oeste; comprende los cayos situados al noreste de la provincia Villa Clara, en el centro-norte de la plataforma cubana; limitado al norte por el Canal Viejo de Bahamas, al este por los cayos de la provincia de Ciego de Ávila, al sur por la Bahía de Buena Vista y al oeste por Cayo Frágoso (Fig. 3). Estos numerosos islotes forman parte del archipiélago Sabana-Camagüey, en una región que ha sido declarada

Reserva de Biosfera y sitio Ramsar en los inicios del siglo XXI por sus valores naturales y estado de conservación (Ruiz *et al.*, 2019).

La zona de estudio, carente de grandes asentamientos humanos permanentes, y aislada de la isla principal hasta la década de los noventa, preservó las condiciones de naturalidad en los cayos, con muy escasa intervención. Basados en esta realidad, se asume para nuestro análisis vectorial de hábitats (diferencia entre

los polígonos originales y los actuales), un mosaico de coberturas espaciales definidas como punto de partida en el año 1989, que se modifica hasta el presente, con el incremento de las transformaciones antrópicas sobre los hábitats originales. Esto permitió estimar por variación superficial, el grado de afectaciones por intervención humana en las últimas tres décadas, de manera complementaria al objetivo primario de la investigación (tabla 2).

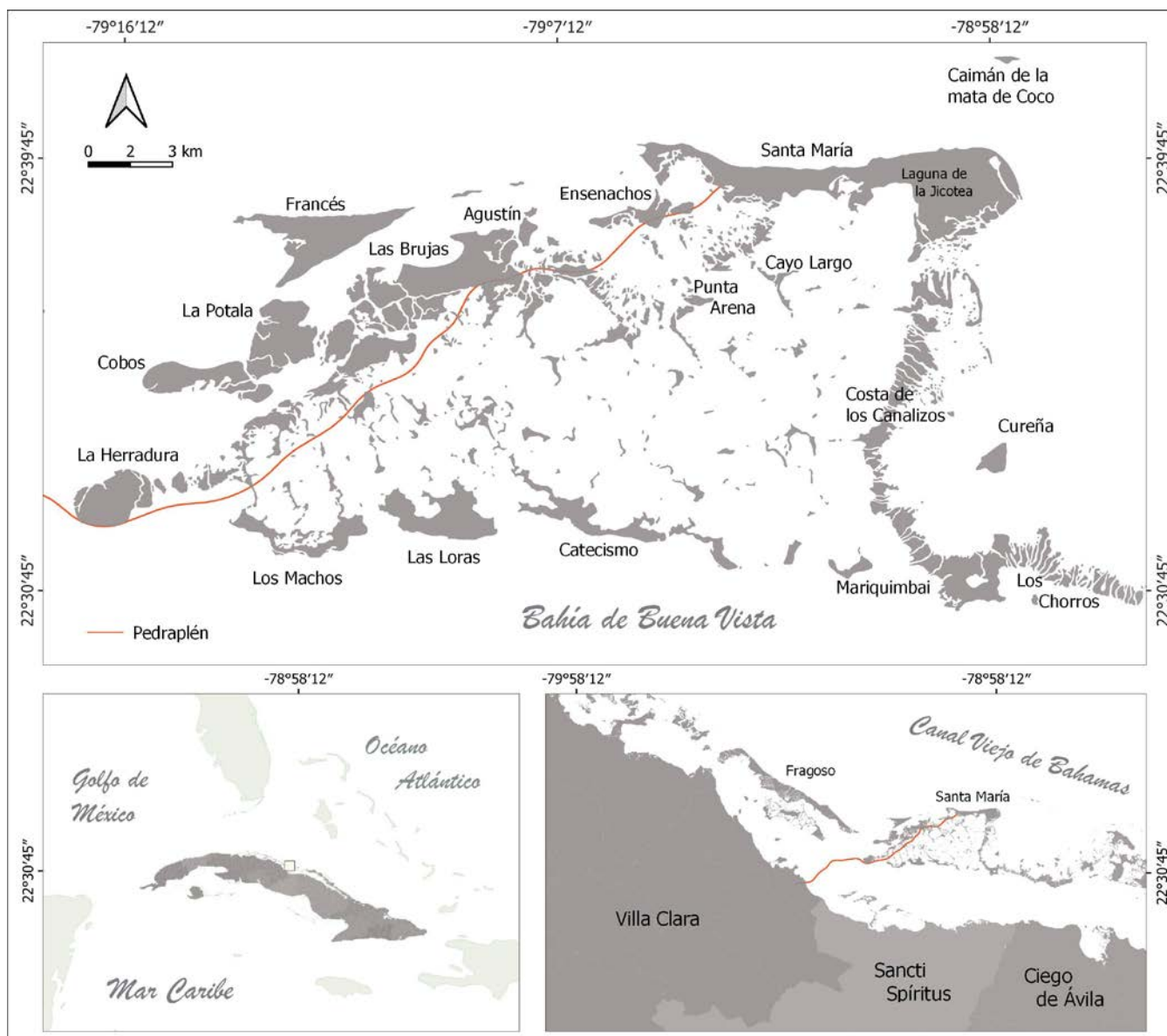


Fig. 3. Ubicación del área de estudio. Cayos del noreste de Villa Clara, Cuba

Captura de la información

Los productos satelitales, bases para la vectorización de las coberturas, se descargaron a través de SAS Planet release 191221, obtenidos de la plataforma Bing, con resolución espacial menor de 5 m. Se digitalizaron manualmente los contornos de cada cayo y las coberturas interiores definidas en este trabajo. Numerosos recorridos de campo de comprobación, y clasificaciones precedentes en los mapas de vegetación de Cayo Santa María y Cayo Las Brujas, según Noa *et al.* (2001), Burgui (2010), Rodríguez-Batista *et al.* (2014) y Burgui *et al.* (2018), aportaron elementos indispensables para la identificación visual y reconstrucción de los límites de hábitats en el escenario original.

Las coberturas vegetales usadas fueron: Manglar (M), Bosque siempreverde micrófilo (BSV) y Matorral xeromorfo costero-subcostero (MX), Complejo de vegetación de costa arenosa (CVCA) y Complejo de vegetación de costa rocosa (CVCR), en correspondencia con la clasificación de las formaciones vegetales de Cuba (Capote & Berazaín, 1984).

El resto de las coberturas se definieron a partir del criterio de los autores como: Otras comunidades abiertas (OCA), aquella cobertura donde aparecen hábitats transicionales, con plantas halófitas de pequeño porte, elementos de manglar dispersos y superficies terrestres desnudas; Palustre (P), cobertura que incluye lagunas costeras de intercambio limitado, saladares, zonas acumulativas generalmente inundadas vinculadas al ciclo de mareas, o depresiones interiores en algunos cayos que retienen agua dulce y salobre durante parte del año; Antrópico (ANTROP), son superficies modificadas por la acción humana donde aparecen las construcciones turísticas e infraestructura de apoyo, carreteras y viales, u otras obras que eliminan las condiciones naturales originales (Anexo 1).

Las aguas marino-costeras que circundan los cayos se trataron como cobertura adicional en la representación gráfica para sugerir la complejidad hidrodinámica del territorio, pero no se incluye en los análisis cuantitativos.

Como materiales básicos para los análisis ráster se utilizaron imágenes ópticas del satélite SENTINEL 2, con resolución espacial de 10 m, durante el periodo 2016-2021 (Anexo 2). Un polígono sobre el EPSG: 32617, con vértices de su diagonal en 675935.06, 2512034.71 y 713136.57, 2490229.44 fue usado para limitar el área necesaria donde seleccionar las imágenes que abarcaran la zona de estudio (2 orto-imágenes por cada fecha).

Las escenas descargadas desde Copernicus Open Acces Hub (<https://scihub.copernicus.eu/>) fueron escogidas con nivel de procesamiento 1 C y tienen bajo cubrimiento de nubes (< 10 %). Las bandas utilizadas fueron la roja e infrarroja cercana, estas se eligen para calcular el NDVI y para describir la heterogeneidad espacial del sitio de estudio (Jackson, 1983).

La serie multianual, con escasa nubosidad sobre los sectores emergidos, es una condición indispensable para el cálculo del NDVI. Por ello las escenas se seleccionaron entre los meses de abril y mayo, antes del avance de la época lluviosa, donde aumenta la frecuencia de formaciones nubosas en el horario vespertino, coincidente a la captura satelital sobre la zona de estudio.

Las escenas con fechas en los años 2018, 2019, 2020 y 2021, se emplearon para conocer el estado de salud y recuperación de las formaciones vegetales con respecto a la escena del día tres de mayo de 2017 (control), la cual se corresponde con la primavera más próxima antes del paso del huracán. También se hizo el análisis entre el control y una escena anterior (mayo de 2016), para detectar cambios naturales sin impacto del huracán.

Procesamiento de la información

Para el monitoreo de la salud de las coberturas vegetales, se empleó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), muy utilizado por trabajar con la reflectancia de las bandas del rojo y el infrarrojo cercano, estimando la actividad fotosintética de las plantas. Este índice se basa en el cociente entre la banda roja del espectro visible (la vegetación muestra una elevada absorción

debido a la presencia de clorofila) y la banda del infrarrojo cercano (la vegetación se comporta de manera opuesta generando elevados niveles de reflexión) (Rouse *et al.*, 1973). El resultado es un intervalo de valores que oscila entre -1 y 1. Los valores negativos están asociados a la presencia de agua, los próximos a cero representan suelos desnudos y a partir de 0,2 comienza a observarse presencia de vegetación (Jackson and Huete, 1991).

Partimos de la premisa que el NDVI es un indicador de la salud vegetal porque la degradación del ecosistema, es decir, la mengua de su verdor quedaría reflejada en sus valores más reducidos (Meneses-Tovar, 2011). De este modo seleccionamos para el monitoreo, las formaciones vegetales M, BSV y MX, que al ser las de mayor actividad fotosintéticas en la zona, serían las más sensibles frente a un huracán, en la respuesta del índice.

Las operaciones con las bandas, la edición y el análisis de las imágenes fueron soportadas en QGIS 3.16.5. La corrección atmosférica se realizó con el método básico de sustracción de cuerpo oscuro (DOS1), sugerido en el complemento para clasificación semi-automática (SCP) de este software.

Los rangos definidos por los autores, para estimar la “salud” o vigorosidad de la vegetación en la reclasificación por capas fueron: muy deteriorado ($NDVI \leq 0.2$); poco saludable ($0.2 < NDVI \leq 0.4$); vigorosa ($0.4 < NDVI \leq 0.6$); y muy vigorosa ($NDVI > 0.6$). El umbral escogido para poblaciones “saludables” a partir de valores NDVI (> 0.4) fue similar al sugerido por Walcker *et al.* (2019).

El análisis estadístico de las matrices de NDVI para las formaciones monitoreadas se realizó con el programa Statistica 7.0 (StatSoft Inc., 2004). Las pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y análisis no paramétrico se evaluó con un nivel de significación del 0.05.

Para detectar el sentido y la magnitud de los cambios temporales se calculó la diferencia entre la respuesta de los valores de NDVI de las diferentes fechas ($\Delta NDVI$). Los valores del delta fueron reagrupados y reclasificados en rangos de valores de acuerdo al nivel

de variación. Se definieron los cambios como: negativo extremo ($\Delta NDVI \leq -0.5$); negativo alto ($-0.5 < \Delta NDVI \leq -0.25$); negativo medio ($-0.25 < \Delta NDVI \leq -0.125$); negativo pequeño ($-0.125 < \Delta NDVI \leq -0.03$); sin cambio ($-0.03 < \Delta NDVI \leq 0.03$) y positivo ($\Delta NDVI > 0.03$). Esta clasificación parte de la empleada por Long *et al.* (2016) con algunas modificaciones para hacerla más resolutive.

Resultados

La distribución de los hábitats naturales en la cayería noreste de Villa Clara muestra al manglar como la cobertura dominante, ocupando aproximadamente el 72% del territorio emergido. (Fig. 4, tabla 1). El bosque siempreverde micrófilo ocupando un 9% y el matorral xeromorfo poco más del 2%, son las otras dos coberturas vegetales mejor representadas, dispuestas en cayos con basamento rocoso.

Destaca la baja representación del CVCA ($< 1\%$), donde incluimos el espacio emergido de las playas. Precisamente el recurso “Playas” definió la vocación turística para la región desde hace tres décadas, desarrollo que hoy representa el 4.8% de espacios naturales modificados del escenario original.

Tabla 1. Superficie estimada para hábitats principales en cayos del noreste de Villa Clara, Cuba (año 2021).

Hábitat	Área (ha)	% de la cayería
Manglar	7747.53	71.96
Bosque siempreverde	974.74	9.05
Matorral xeromorfo	248.64	2.31
Complejo de vegetación de costa arenosa	84.19	0.78
Complejo de vegetación de costa rocosa	49.36	0.46
Otras comunidades abiertas	135.53	1.26
Palustre	1004.44	9.33
Antrópico	522.04 *	4.85
Total	10766.48	100.00

* no incluye la superficie del pedraplén exterior a los cayos

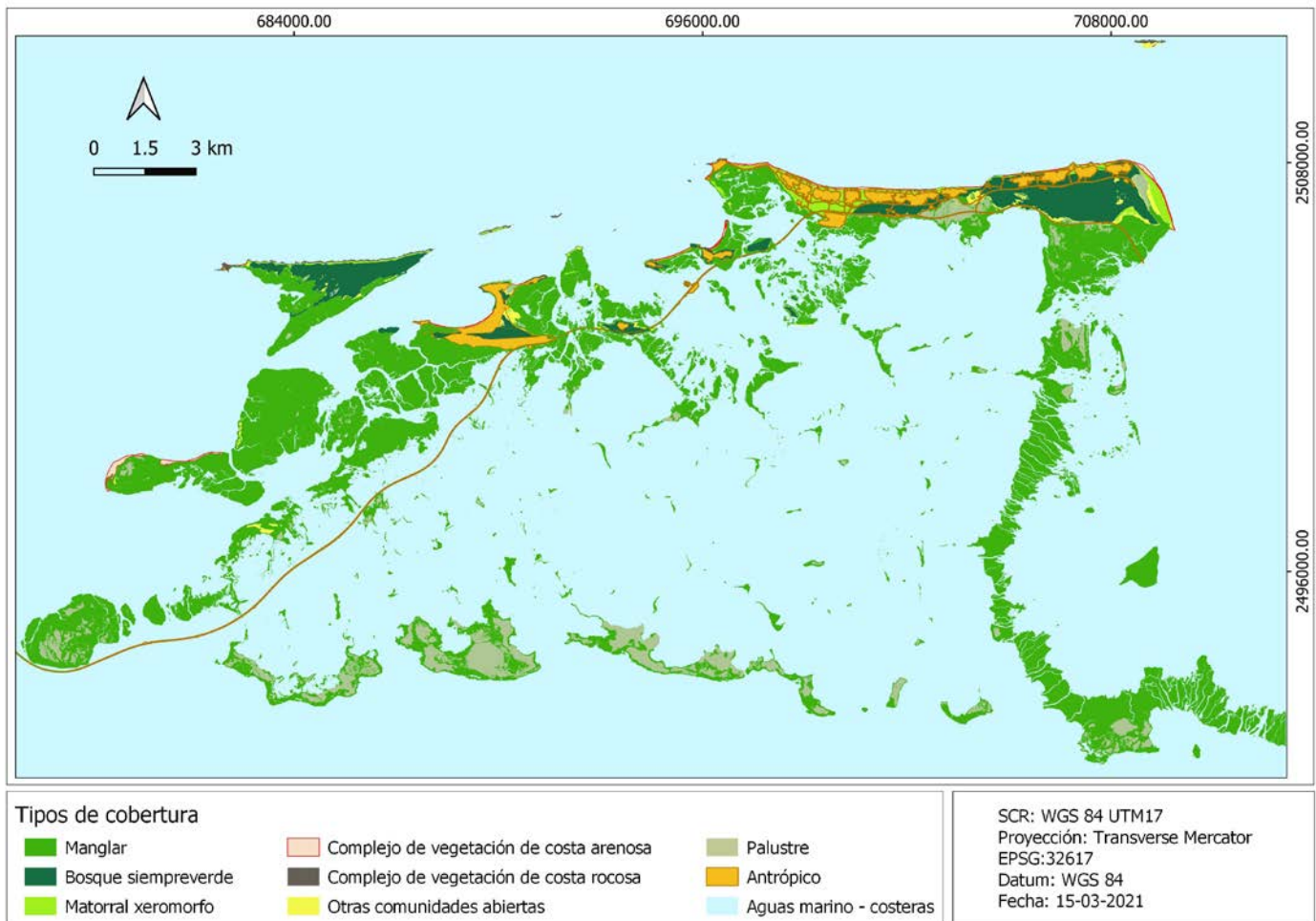


Fig. 4. Distribución espacial de las coberturas (hábitats) definidas en cayos del noreste de Villa Clara, Cuba.

La degradación de los hábitats originales por la proyección del turismo, muestra que el 40% del MX y el 21% del BSV fueron afectados en contraste con el M (<1%) (tabla 2).

Las distribuciones numéricas del NDVI en las principales coberturas vegetales (M, BSV, MX) no mostraron buen ajuste a la normalidad en ninguna fecha (KS test, $p < 0.05$). De manera general se presentan con asimetría hacia los valores altos del índice (derecha) y largas colas a la izquierda del histograma.

Al comparar las escenas de primavera 2017 y 2018 (antes y después del huracán) se observa un desplazamiento de las clases con mayor frecuencia hacia valores

Tabla 2. Pérdida de naturalidad en hábitats originales en cayos del noreste de Villa Clara, producto del desarrollo turístico (1989-2021).

Hábitat	Superficie transformada (ha)	% de degradación de la cobertura inicial
Manglar	36.0	0.5
Bosque siempreverde	255.1	20.7
Matorral xeromorfo	163.5	39.7
Complejo de vegetación de costa arenosa	5.4	6.0
Complejo de vegetación de costa rocosa	1.1	2.1
Otras comunidades abiertas	21.4	13.6
Palustre	39.6	3.7

más bajos del NDVI en las tres coberturas. En este sentido sobresale el manglar, por presentar el histograma más desplazado hacia la izquierda de su posición inicial, sugiriendo el siguiente orden decreciente de afectación: M, BSV y MX (Fig. 5).

El comportamiento del índice sobre varias escenas entre 2016-2021 también muestra variaciones temporales en el resto del periodo (Fig. 6). La prueba no paramétrica de Friedman apoya la significación de estas diferencias dentro de cada cobertura (M: $X^2 = 2847702$, $p < 0.05$; BSV: $X^2 = 287196.3$, $p < 0.05$; MX: $X^2 = 85596.3$, $p < 0.05$).

En las escenas anteriores al paso del huracán sobresalen valores altos del NDVI para cada hábitat, aunque diferentes entre sí (M: Medianas (0.57-0.58); BSV: Medianas (0.70-0.73); MX: Medianas (0.61-0.67). Especialmente manifiesto por la gran superficie ocupada con vegetación saludable (NDVI > 0.4) (Anexos 3 y 4). Sin embargo, destaca para el manglar que existían desde estas fechas, zonas poco saludables (14%) y otras muy deterioradas (5-6%). Sectores del cayo Cobos, Costa de los canalizos y Los Chorros, presentaban una situación de mortandad elevada.

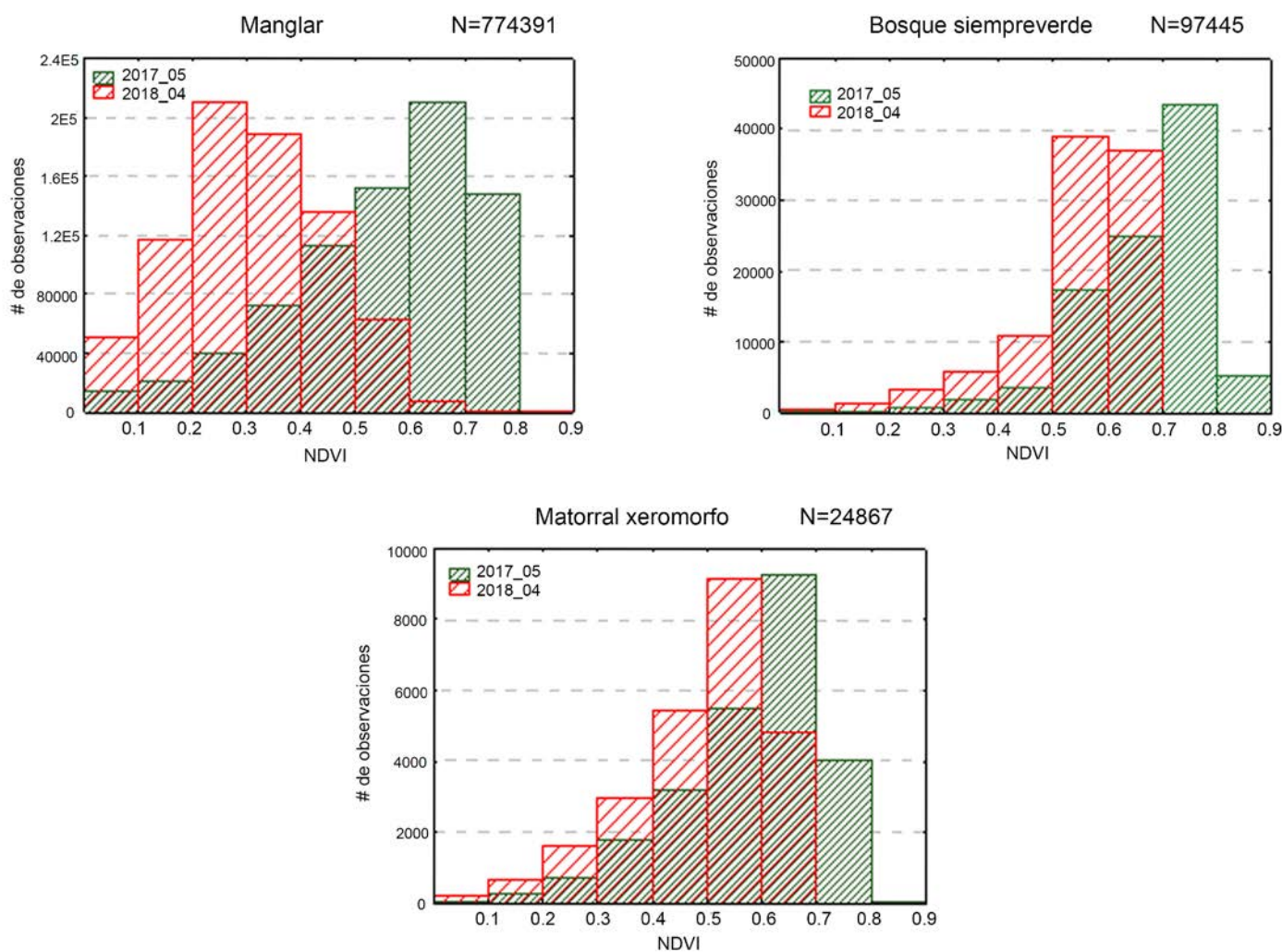


Fig. 5. Histogramas del índice de vegetación normalizada (NDVI) en dos primaveras consecutivas (2017-2018), sugiriendo efecto del huracán Irma sobre las formaciones de manglar, bosque siempreverde y matorral xeromorfo.

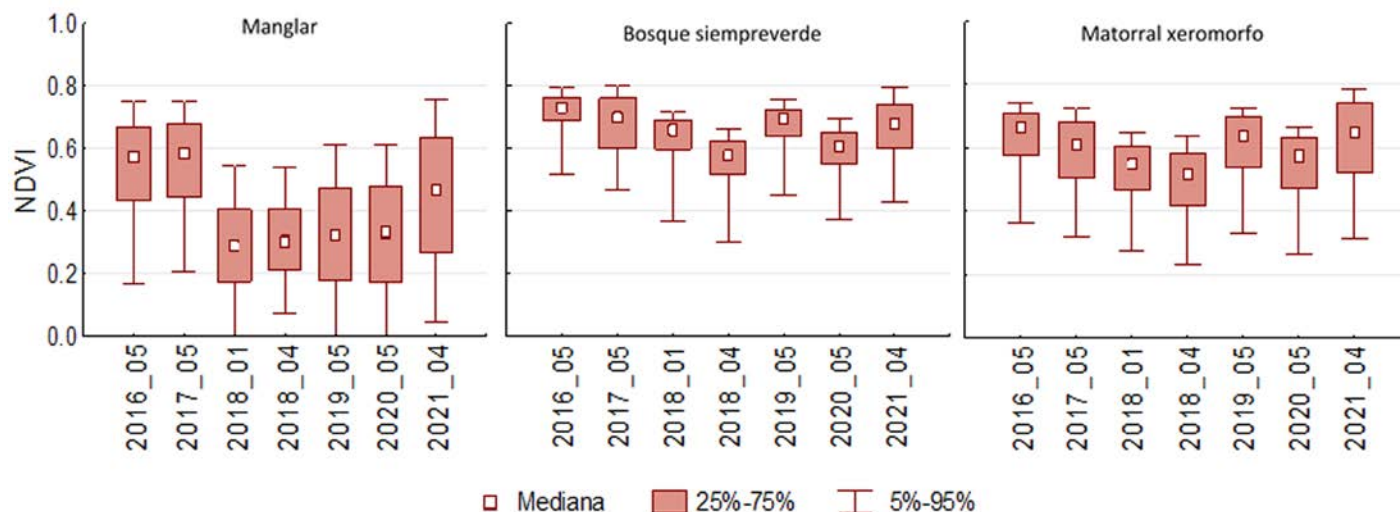


Fig. 6. Fluctuaciones de algunos percentiles del índice de vegetación normalizada (NDVI) en las formaciones de manglar, bosque siempreverde y matorral xeromorfo, en el periodo 2016-2021. El eje x representa la fecha de la escena (año_mes).

En las escenas de 2018 se observa una disminución de los valores del índice respecto a los años anteriores en los tres hábitats (Fig. 6). El manglar aparece como el hábitat más impactado a los 4 meses del paso del huracán, con una caída mayor de 0.2 en la mediana de sus valores de NDVI.

En los años posteriores se muestra una tendencia a recuperar los valores NDVI de la etapa pre-huracán. En este sentido el BSV y el MX progresan a mayor velocidad, mientras que el M ha permanecido durante casi tres años con más del 50 % de su territorio sin incremento considerable de su índice, solo marcada mejoría en el 2021.

El deterioro en los manglares después del huracán fue muy elevado, pues solo un 26% de ellos se encontraron en condiciones saludables a 4 meses del azote, mientras el resto sufrió marcada defoliación. Unas 1976 ha (25%) se le sumaron a la superficie con alto grado de deterioro del año anterior (Fig. 7) alcanzando unas 2320 ha total en estado crítico, en enero de 2018. Los sitios que reflejaron mayor degradación fueron: Los Chorros, Cureña, la Costa de los Canalizos, Cayo Largo, Punta Arenas, suroeste de Santa María, Agustín, La Potala

e inmediaciones, Cobos, Las Loras y el Catecismo. (Anexos 5 - 9)

El patrón general de las variaciones de salud del BSV y el MX fue semejante entre ellos, alcanzando un máximo de debilitamiento en abril de 2018. Es notable la resiliencia de estos dos hábitats que 1.7 años (20 meses) después del huracán, reflejaban valores del NDVI muy cercanos a las fechas precedentes al evento.

Los sitios más deteriorados por el huracán en el BSV se presentaron en las inmediaciones de Laguna de la Jicotea y otra zona temporalmente inundable, 3 km más al este, en Cayo Santa María (Anexos 5 - 9). Para el MX fueron pequeñas zonas periféricas del hábitat, en el litoral de este mismo cayo.

La magnitud y sentido de los cambios del NDVI durante el periodo de análisis, reflejan la degradación-resiliencia de estos ecosistemas (Fig.8, Anexos 10-15).

Dichos cambios antes del paso del huracán, se estimaron con sentido negativo en 7% del área de M, 38% del BSV y 51% del MX, aunque destacando en la clasificación de “negativo pequeño”. El cambio más notorio por su extensión se manifestaba en el BSV de Cayo Francés.

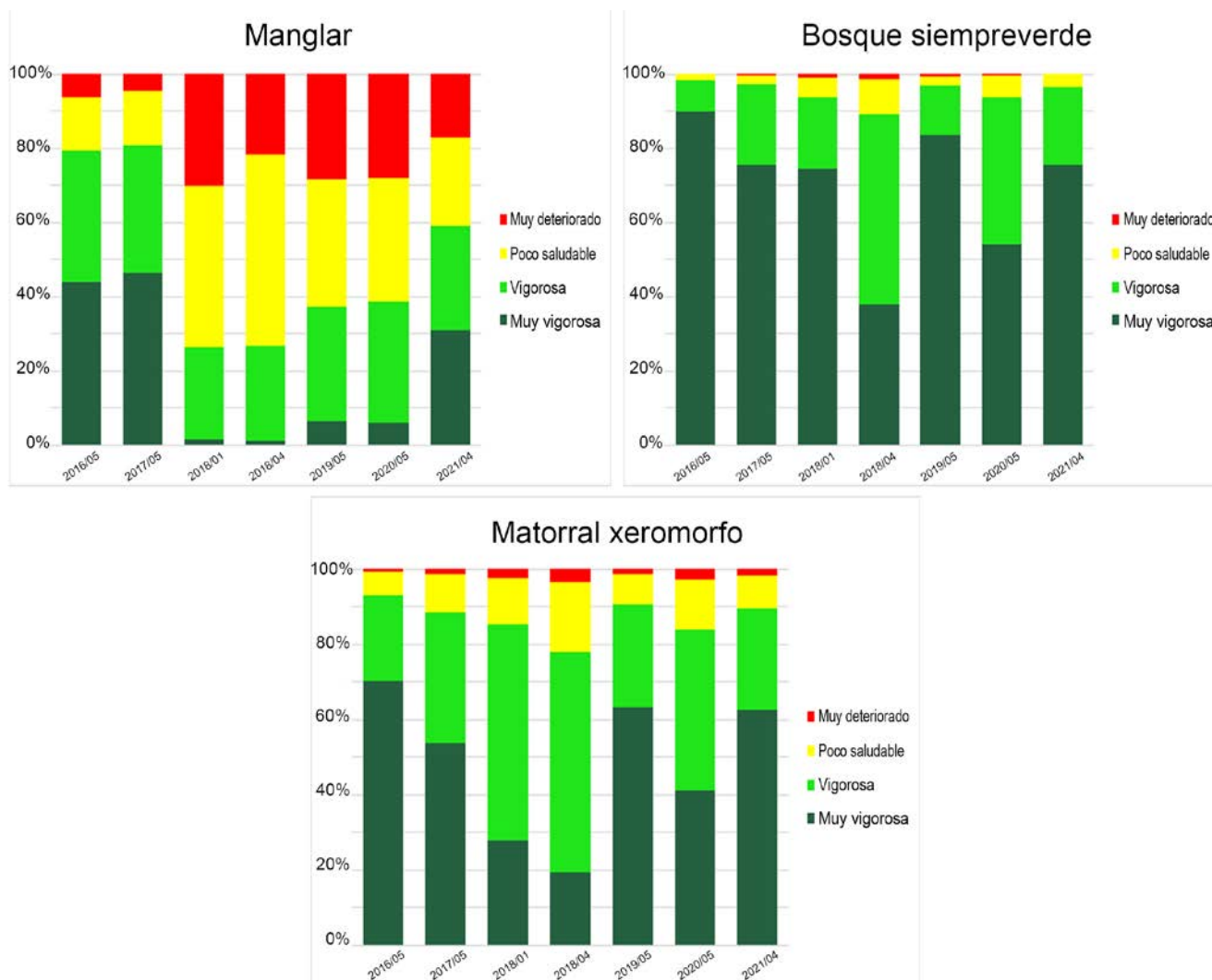


Fig. 7. Variaciones del estado de salud en las principales formaciones vegetales de los cayos del noreste de Villa Clara, Cuba.

Las áreas más estables (sin cambio) en la cayería del 2016 a 2017 ocuparon el 68% en el M, 58% en el BSV y un 46% en el MX. Sobresale el cambio positivo que presentaba un 24% del M.

Al paso del huracán Irma los cambios negativos severos (medios, altos y extremos) fueron muy marcados. Si tomamos para el análisis, el acumulado de ellos, resulta una afectación en su momento máximo de 6333 ha (82%) del área de M en enero de 2018. Para el BSV y MX, se alcanza el máximo en abril del mismo año; 492 ha (50%) y 72 ha (29%) de sus áreas respectivamente. Si

incluimos también los cambios negativos pequeños, la afectación ascendería a 7427 ha (96%) en el M, 714 ha (73%) en el BSV y 205 ha (82%) en el MX.

Vale destacar que las variaciones extremas solo sucedieron en el manglar (8%). Estas áreas se localizaron principalmente en Cureña, Catecismo, extremo sur del manglar oriental de Santa María, manglares del suroeste de Santa María, La Potala, Cobos y Agustín e inmediaciones (Anexo 11 y 12).

El cambio positivo y las zonas estables como indicador de la resiliencia ante el evento meteorológico

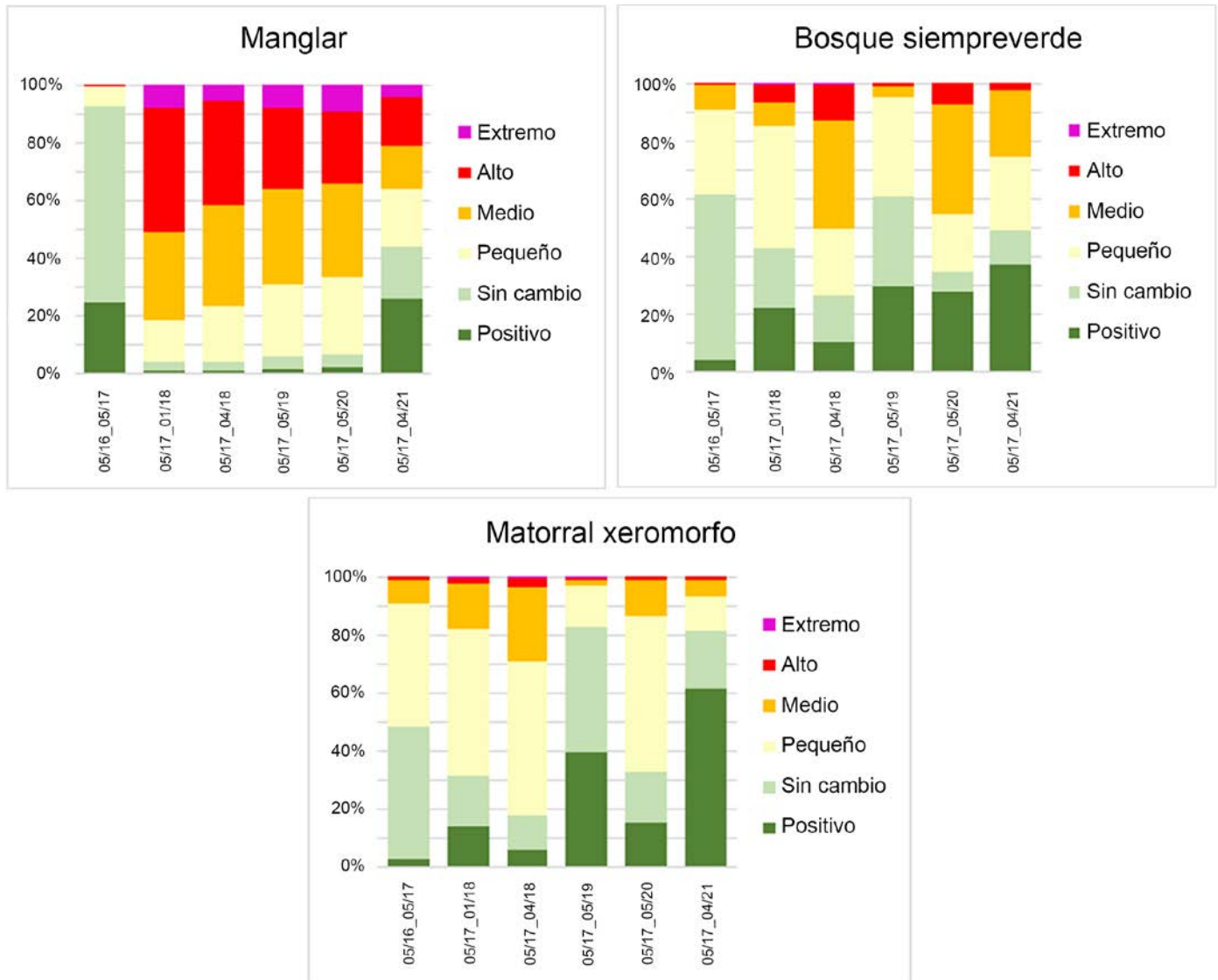


Fig. 8. Gradientes de cambio en diferentes periodos (Δ NDVI, variación del índice reclasificado) en las principales formaciones vegetales en los cayos del noreste de Villa Clara, Cuba. (eje x; mes/año inicial_mes/año final).

mostraron muy discreto avance en el M ($< 7\%$) durante 3 años, hasta el 2021 que alcanza un 44% de superficie sin manifestar cambio negativo. Necesario acotar que la disminución progresiva de la superficie con cambios medios y altos, a expensas del aumento de la misma con cambios pequeños, es una señal de recuperación gradual lenta en un intervalo de cambio amplio (Fig. 8).

El BSV y el MX respondieron con más eficiencia hacia la recuperación. En 2019 ambos hábitats ya exhibían un 61% y 83% respectivamente, de superficie sin retroceso en el índice; además de un patrón de cambios similar en el BSV y mejorado en el MX respecto a fechas anteriores del huracán. Debe señalarse que posterior a 2019 hubo fluctuaciones del patrón sugiriendo la no linealidad del proceso.

Un análisis del proceso de resiliencia hasta el presente (2021) combinando la salud de las formaciones vegetales (Anexo 9) y los cambios post-huracán (Anexo 15) permitieron identificar en el 2018, zonas severamente impactadas (cambios negativos medios/altos/extremos) por el meteoro, con respuestas diferentes en la actualidad; de ellas en el M solo 3511 ha (55%) han logrado un estado saludable (ej: extremo sur del manglar oriental de Santa María); en el BSV, 467 ha (95%) y en el MX, 62 ha (86%). Si extendemos el análisis a todas las zonas impactadas en estas formaciones vegetales (incluyendo los pequeños cambios negativos) tenemos una recuperación de la salud en 4342 ha (58%) del manglar afectado, 683 ha (96%) del BSV afectado y 183 ha (89%) del MX afectado, al transcurrir 3.6 años (43 meses) del huracán Irma.

Discusión

Los manglares constituyeron la formación vegetal mejor representada en los cayos del noreste de Villa Clara. Con una disposición preferencial hacia el sur de la cayería y una extensa red de canalizos, el M muestra su alta y compleja conectividad con las aguas marino-costeras en la región. Este hecho concuerda con lo planteado por Menéndez (2013) en relación a los bosques de mangles para el tramo Matanzas-Villa Clara en el Ecosistema Sabana-Camagüey. Se encuentran bordeando la línea costera, canales y lagunas, con variantes florísticas y fisionómicas en dependencia de las condiciones hídricas que determinan la salinidad y en gran medida la energía del ecosistema (Menéndez *et al.*, 2006). Estos bosques son de vital importancia para la protección costera, detienen la erosión y sirven como primer eslabón en la trama trófica, que asegura la existencia de variadas especies marinas y costeras (Alcolado *et al.*, 2007).

El BSV y el MX han sido los hábitats terrestres más impactados para desarrollar el turismo en la región. Su ubicación sobre sustratos consolidados (más estables) los prioriza para establecer la infraestructura hotelera y de apoyo. El MX aún más, por su proximidad al litoral. A partir

de los registros históricos sobre poblamiento del cayo y los escasos restos de las transformaciones ocasionadas por los pobladores esporádicos, puede datarse la antropización acontecida (entendida como transformación de la cubierta de suelo más o menos permanente de componentes bióticos/abióticos a componentes antrópicos), constatándose que durante casi un siglo fue inferior al 0.1 % (Burgui *et al.*, 2018). Estos autores estimaron que desde el comienzo de las obras (desbroces y rellenos sobre áreas naturales) asociadas al desarrollo turístico, en Cayo Santa María (1998 a 2014), se había transformado el 30% de la zona emergida (donde se puede edificar) y además con un impacto difícilmente reversible por procesos naturales.

Nuestros cálculos vectoriales, hasta la actualidad (2021), ascienden esta cifra al 48% en Cayo Santa María. Para la zona edificable de la cayería, bajo el esquema constructivo que se ha desarrollado (sobre el BSV, MX, OCA), se calcula un 24.5% de área ya transformada por el hombre. Esto demuestra que el valor de antropización cercano al 5% que se obtiene al tener en cuenta la superficie total de la cayería, puede parecer intrascendente, pero los impactos están concentrados en áreas menores donde si pueden hacerse relevantes (los hábitats factibles a explotar con la tecnología y experiencia constructiva disponible). Los menores porcentos de degradación en el resto de las coberturas (CVCA, CVCR, P) son resultado de la poca factibilidad y experiencia tecnológica para el desarrollo constructivo sobre estos sustratos.

La percepción remota puede ser una herramienta fundamental para realizar un seguimiento de las afectaciones y/o recuperación de las formaciones vegetales a lo largo del tiempo en la cayería. Su empleo para proveer información actualizada y oportuna tiene un enorme impacto, brindando la posibilidad de describir la heterogeneidad estructural del ecosistema y, analizar patrones espaciales de las categorías estructurales. Las técnicas más comúnmente usadas con estos fines han sido la interpretación visual de imágenes y la clasificación digital (Chuvieco, 1998; Lillesand & Kiefer, 2004).

El NDVI es un buen estimador de la fracción de la radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (Millano y Paredes, 2016). Cruz *et al.* (2020) señalan que los valores del índice presentan distribuciones no normales con marcada asimetría desplazada hacia valores altos, principalmente en coberturas vegetales naturales y seminaturales. Nuestros resultados coinciden en este aspecto, aunque los valores medios del NDVI en etapas pre-huracán del M, el BSV y MX en la cayería se mostraron inferiores (Tabla S1), posiblemente debido a las particularidades de estas coberturas en la zona de estudio, respecto a la generalización con que fue calculado el NDVI por Cruz *et al.*, (2020) para coberturas similares de todo el país sin una detallada segregación por tipos fisionómicos.

En esta zona abundan los manglares de borde (fringe) e islotes permanentemente inundados (overwash) según clasificación de Lugo y Snedaker (1974), no alcanzando grandes alturas por la escasez de nutrientes (bosques medios y bajos) (Menéndez, 2013). La especie dominante de manera general es *Rhizophora mangle* (mangle rojo), aunque *Avicennia germinans* (mangle prieto), *Laguncularia racemosa* (patabán) y *Conocarpus erectus* (yana) están presentes en diferentes combinaciones, en dependencia de la superficie de los cayos y otros factores abióticos.

Las diferencias significativas encontradas para las distribuciones del NDVI entre las diferentes escenas (fechas) evaluadas, apoyan la idea de una constante readaptación de las formaciones vegetales en el tiempo. El análisis por pares de escenas también difirió significativamente, aún antes del meteoro. Lin *et al.* (2013) advierten la sensibilidad de las pruebas estadísticas para descartar la hipótesis nula, cuando el número de observaciones es muy alto ($N > 10000$).

El archipiélago cubano está ubicado en una zona de paso frecuente de huracanes y tormentas tropicales, por lo que la vegetación costera queda expuesta con regularidad a inundaciones, marejadas y fuertes vientos provocados por estos eventos. Si analizamos la afectación de estos

tres factores por separado, en las principales formaciones vegetales de nuestra área de estudio, cabría esperar una respuesta diferencial entre ellos, como mostraron los desplazamientos de frecuencia en la distribución del NDVI.

El viento provoca defoliación y partiduras en troncos y ramas (Eppinga & Pucko, 2018); el efecto mecánico del oleaje provocado pondera el impacto; y la sobre-elevación del mar sumerge elementos de las plantas no adaptados a la inmersión e inunda zonas bajas en la costa. Con esta lógica de pensamiento, el manglar sería el más dañado por el nivel de exposición a las causas de la degradación, siguiendo el BSV o el MX, según particularidades específicas de la formación, como la altura de sus plantas, el área foliar, la cercanía y topografía respecto al litoral, entre otros parámetros. Nuestros resultados coincidieron con este esquema, reflejando grandes deterioros en islotes y litorales de muy baja cota, donde el tiempo de sobreinundación y el viento fueron determinantes (Fig. 9).

A consecuencia del huracán Irma, el descenso de los valores centrales en la distribución del NDVI del manglar de la cayería fue notable, similar a lo reportado en la isla caribeña de Saint Martin, azotada días antes por este evento (Walcker *et al.*, 2019). Estos autores estimaron a cuatro días del impacto solo un 9% de canopias saludables, ascendiendo a 48% en los próximos tres meses. La no disponibilidad de imágenes con calidad para evaluar el efecto inmediato en la cayería nos limita el análisis inicial, sin embargo, nuestros resultados mostraron que a cuatro meses de su paso por la cayería solo un 26% del manglar estaba en buenas condiciones. Walcker *et al.* (2019) atribuyen la veloz recuperación en sus manglares, a la capacidad para retoñar, que poseen las especies *A. germinans* y *L. racemosa*, a partir del material remanente. Tovilla y Orihuela (2004) mostraron manglares en el Pacífico mexicano, de *L. racemosa* y *A. germinans*, donde el 85% de los árboles que fueron defoliados habían recuperado las hojas, tres meses después del paso de un huracán categoría dos.



Fig. 9. Valores del índice de vegetación normalizada (NDVI) menores de 0.2, reflejaron mortandad de manglares en campo. (Cayo Las Loras, cayería noreste de Villa Clara, Cuba)

Los manglares están adaptados para soportar los efectos de huracanes y tormentas tropicales, pues al paso de estos, comienza un proceso de recuperación, con estrategias de regeneración diferenciadas según las características de cada especie arbórea y del sitio donde se desarrolla el bosque (Guzmán y Menéndez, 2006). En el área de estudio la dominancia de individuos de mangle rojo parece marcar el ritmo de la lenta recuperación. Esta especie al carecer de meristemo secundario no puede retoñar y su estrategia está dada por la estimulación de las plántulas a desarrollarse cuando el bosque ha perdido gran parte del follaje y llega una mayor iluminación, lo que coincide por lo observado en los cayos del norte de Matanzas y Villa Clara después del paso del huracán Michelle en 2001 (Guzmán y Menéndez, 2006).

El BSV y el MX, al poseer una mayor diversidad de especies vegetales y sustratos más consolidados tienen mecanismos más eficientes para aumentar el “verdor” de las áreas dañadas. El rebrote de nuevas hojas en los árboles y arbustos dañados, y el crecimiento de especies oportunistas en los estratos inferiores, hacen que el NDVI muestre incrementos en menor tiempo. Walcker *et al.* (2019) señalan que los cambios del NDVI después de los ciclones corresponden principalmente a procesos de defoliación y rebrote, y no a la recuperación de las características estructurales del hábitat en un primer momento (altura y diámetros de los árboles, composición de especies, etc.).

El análisis de los Δ NDVI en las fechas precedentes al huracán mostró pocos cambios negativos en

el manglar, mientras que se manifestaban en más de la tercera parte de la superficie ocupada por el BSV y la mitad del MX. Las escenas (2016 y 2017) se seleccionaron para el mes de mayo, pero esto no garantiza que las condiciones hídricas en la región fuesen similares en ambos años. Gómez-Gallardo (2019) destaca que los sistemas áridos y semi-áridos proporcionan ambientes únicos para detectar variación climática provocada por cambios en la precipitación, dado que el agua es el mayor recurso limitante de estos ambientes. El hecho de que la mayoría de estos cambios negativos resultaron “pequeños” y poco representados en el manglar apoyaría la idea que el BSV de Cayo Francés y el MX en general, tenían un mayor déficit hídrico en mayo 2017 respecto al 2016.

Oliveros (2015), refleja en sus series anuales del comportamiento del índice para los bosques siempreverdes y matorrales xeromorfos en Ciénaga de Zapata, el mayor humedal del Caribe, que el mes de mayo es crítico en cuanto a las variaciones del NDVI, pues la fecha de las primeras precipitaciones de la temporada, es determinante en respuestas notables de la vegetación entre quincenas del propio mes.

El balance degradación-resiliencia mostrada por el BSV y el MX ante el huracán Irma es un reflejo de la evolución de estos ecosistemas, interactuando periódicamente con disturbios naturales (Faife-Cabrera *et al.*, 2021). Imbert (2018) destaca que los manglares son mucho menos resistentes a los huracanes que otros bosques más diversos como los semidecuidos secos y los lluviosos. La recuperación temprana en los bosques tropicales depende de la composición florística inicial (Egler, 1954, Luke *et al.*, 2016, Imbert, 2018).

A dos años del fenómeno meteorológico, las variaciones del NDVI en el BSV y el MX, pueden estar respondiendo más a factores locales (estrés hídrico, variaciones fenológicas, etc.) que al daño provocado por el mismo. El NDVI es un índice con una alta variabilidad estacional, relacionada con la fenología de las especies vegetales (Gómez-Gallardo, 2019). El bosque siempreverde micrófilo de la cayería (Noa *et al.*, 2001), reflejado a través del índice, se comporta en algunas zonas como un bosque semidecuiduo. La presencia de especies como el almácigo, que pierden su follaje en algún periodo lo demuestra (Fig. 10).

El bosque puede experimentar un cambio de cubierta vegetal sin perder necesariamente su condición



Fig. 10. Variaciones fenológicas de *Bursera simaruba* (almácigo), especie con alta representación en el bosque “siempreverde” de Cayo Santa María, cayería noreste de Villa Clara, Cuba.

original; solo un cambio estructural que disminuya la capacidad del bosque de proporcionar servicios y productos, puede sí considerarse una forma de degradación (Meneses-Tovar, 2011). El impacto a corto plazo del huracán en la región reflejó los cambios negativos extremos en la franja más externa de los manglares y en canalizos interiores de intercambio de mareas. Al pasar el tiempo algunos de estos sitios muestran un lento proceso de recuperación (Catecismo, Punta Arenas, Los Chorros, entre otros), pero es notable como se extienden nuevas áreas con deterioro (ej: al sureste del cayo La Potala). Algunos estudios han mostrado que los cambios hidro-morfológicos inducidos por los ciclones, limitan la regeneración natural y en algunos casos la mortalidad aparece tardíamente (Radabaugh *et al.*, 2019). En manglares de la Florida ha sido encontrado este incremento de la mortalidad hasta tres años después del huracán (Barr *et al.*, 2012). Hemos notado además que las poblaciones de jutías (*Capromys pilorides*) al ver reducidas su fuente de alimentación principal en la región, comienzan a ejercer una mayor presión sobre los mangles sobrevivientes y nuevos, pudiendo influir negativamente en la recuperación veloz.

La degradación-resiliencia en los bosques de mangles ante los huracanes tiene una alta dependencia de su composición por especies (Walcker *et al.*, 2019). Imbert (2018) destaca una resistencia especie-específica, mostrando a *R. mangle* como la más susceptible a los daños por vientos de tormentas, asociando un 60% de mortalidad en la especie ante daños en la estructura del árbol, excepto partiduras de pequeñas ramas.

Mas-Castellanos *et al.* (2020) detectaron en un bosque mixto de *A. germinans* y *R. mangle* mayor afectación de la primera especie por presentar mayores alturas. Esto apoya la idea de Imbert (2018) de que el entorno donde se desarrolle es otro factor determinante en el grado de afectación. En este caso, podía favorecer a la segunda especie en estadios intermedios de la recuperación, aunque la primera es mucho más efectiva

pues su estrategia incluye el retoño de nuevos vástagos y la recuperación del follaje.

Distintos estudios a nivel internacional señalan que la recuperación de un manglar que ha sido severamente dañado puede tomar varios años, cuando ello es posible (Flower & Imbert, 2006). No hay un consenso preciso en este sentido, pues el carácter multifactorial y la magnitud del daño al combinarse con el escenario donde impacta, produce resultados que generalmente superan la duración de la investigación. En algunos casos como en la Península de Yucatán (México) se ha observado que son necesarios al menos cuatro años para que un manglar que ha sido modificado por un huracán muestre señales de recuperación (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013). Long *et al.* (2016) estimaron resiliencia a 18 meses del impacto (1,5 años) de un meteoro categoría cinco en Filipinas (esta región alberga más de 30 especies de mangle). En el otro extremo, Imbert (2018) señala que 23 años después del impacto de un huracán categoría cuatro algunos manglares de borde en Guadalupe (Antillas Menores), no han logrado recuperar todos los parámetros de la comunidad original.

Consideraciones finales

La cayería del noreste de Villa Clara posee un 5% de su territorio emergido impactado irreversiblemente por modificaciones antrópicas. Los hábitats menos conservados han sido: el matorral xeromorfo y el bosque siempreverde micrófilo (40% y 21% de sus territorios transformados, respectivamente).

Las formaciones vegetales de la región han evolucionado, reajustando sus comunidades ante disturbios naturales periódicos como los ciclones tropicales. Los manglares resultan los más afectados ante dichos eventos. Sin embargo, su estado de conservación y resiliencia hacen de este hábitat, el mejor representado en extensión. El predominio de la especie *R. mangle* en los manglares de la región, retarda la recuperación inmediata, pues su estrategia se basa en el desarrollo de las plántulas que no fueron

afectadas o la colonización de los territorios con la llegada de nuevos propágulos.

El impacto del huracán Irma ha tenido una recuperación de 4342 ha (58%) del manglar afectado, 683 ha (96%) del BSV afectado y 183 ha (89%) del MX afectado, al transcurrir 3.6 años (43 meses) del evento. El uso de la percepción remota nos ha permitido identificar los sitios críticos más afectados en un amplio territorio. La planificación de los esfuerzos de restauración en estas posibles áreas, con el monitoreo y control del resto de la cayería, aceleraría el tiempo de resiliencia, tan necesarios ante los pronósticos de disminución del periodo de retorno de los eventos meteorológicos.

Agradecimientos

Al proyecto ECOVALOR y la Fundación Antonio Núñez Jiménez de la Naturaleza y el Hombre, por el soporte material para la ejecución de este proyecto.

Declaraciones

Contribución de autores

Conceptualización, JHA y GMM; Metodología, JHA, GMM, REE e IAM; Análisis de datos, JHA, GMM; Escritura; JHA y GMM; Revisión, JHA, GMM, REE e IAM, Financiamiento, REE

Financiamiento

El presente estudio ha sido financiado parcialmente por el proyecto GEF-PNUD "Incorporando consideraciones ambientales múltiples y sus implicaciones económicas, en el manejo de los paisajes, bosques y sectores productivos en Cuba" (ECOVALOR) y la Fundación Antonio Núñez Jiménez de la Naturaleza y el Hombre.

Conflicto de intereses

Los autores no tienen conflicto de intereses financieros o no financieros que declarar que sean relevantes para el contenido del manuscrito.

Comportamiento ético

No se utilizaron animales durante la realización del presente estudio.

Permisos de muestreo

No se necesitó solicitar permisos para la realización de esta investigación

Referencias

- Alcolado, P.M., García, E., Arellano, E. (eds.). (2007). *Ecosistema Sabana-Camagüey Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad*. Proyecto GEF/PNUD Sabana-Camagüey. CUB/98/G32; CUB/99/G81. Editorial Academia.
- Blankespoor, B., Dasgupta, S., Lange, G.M. (2017). Mangroves as a protection from storm surges in a changing climate. *Ambio*, 46(4), 478-491. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0838-x>
- Barr, J.G., Engel, V., Smith, T.J., Fuentes, J.D. (2012). Hurricane disturbance and recovery of energy balance, CO₂ fluxes and canopy structure in a mangrove forest of the Florida Everglades. *Agric. For. Meteorol.*, 153, 54-66.
- Burgui Burgui, M. (2010). Impactos ambientales de la ocupación del suelo por el desarrollo turístico en Cayo Santa María (Villa Clara, Cuba). *GeoGraphos. Revista Digital Para Estudiantes de Geografía y Ciencias Sociales*, 1. <https://doi.org/10.14198/geogra2010.1.02>
- Burgui Burgui, M., Ibarra Benlloch, P., Echeverría Arnedo, M.T. (2018). Evolución de la calidad del paisaje a partir del desarrollo turístico en Cayo Santa María (Villa Clara, Cuba). *Bol. Asoc. Geogr. Esp.*, 78, 444-473. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2720>
- Capote, R.P., Berazaín, R. (1984). Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Rev. Jard. Bot. Nac.*, 5(2), 27-75. <http://www.jstor.org/stable/42596743>
- Chuvieco, E. (1998). El factor temporal en teledetección: evolución fenomenológica y análisis de cambios. *Rev. Teledetec.*, 10, 1-9
- Cobos, M.E., Cruz, D.D., Hernández, M. (2016). Análisis multitemporal del índice normalizado de diferencia

- de vegetación (NDVI) en Cuba. *Rev. Jard. Bot. Nac.*, 37, 15-18.
- Cruz Flores, D.D., Curbelo Benítez, E.A., Ferrer Sánchez, Y., Avila, D.D. (2020). Variaciones espaciales y temporales en el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada en Cuba. *Ecosistemas*, 29(1), 1-12.
- Egler, F.E. (1954). Vegetation science concepts. I: initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. *Vegetatio*, 4, 412-417.
- Eppinga, M.B., Pucko, C.A. (2018). The impact of hurricanes Irma and Maria on the forest ecosystems of Saba and St. Eustatius, northern Caribbean. *Biotropica*, 50 (5), 723-728.
- Estrada, R.E., Morales, G.M., Fernández, P.M., Hernández, S.V.R. (2011). *Mapa (BD-SIG) de vegetación natural y seminatural de Cuba V.1* Sobre LANDSAT ETM 7 SLC-OFF Gap Filled, CIRCA 2011. IV Congreso Sobre Manejo de Ecosistemas y Biodiversidad.
- Faife-Cabrera, M., Pérez-Obregón, A., González, L. (2021). Impacto del huracán Irma en tres formaciones vegetales de cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba. *Rev. Jard. Bot. Nac.* 42, 93-105
- Flower, J-M, Imbert, D. (2006). Recovery deficiency following tree mortality in mangroves of two Caribbean islands: field survey and statistical classification. *Wetl. Ecol. Manag.*, 14, 185-199
- Gómez-Gallardo, D. (2019). *Variación espacial y temporal de la vegetación en Baja California Sur, con énfasis en áreas naturales protegidas*. (Tesis de Maestría). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, México.
- Guannel, G., Arkema, K., Ruggiero, P., Verutes, G. (2016). The power of three: Coral reefs, seagrasses and mangroves protect coastal regions and increase their resilience. *PLoS ONE*, 11(7), 1-22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158094>
- Guzmán, J.M., Menéndez, L. (2006). Huracanes y bosques de manglar en Cuba. En *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano* (pp. 420-424). Editorial Academia..
- Houborg, R., McCabe, M., Cescatti, A., Gao, F., Schull, M., Gitelson, A. (2015). Joint leaf chlorophyll content and leaf area index retrieval from Landsat data using a regularized model inversion system (REGFLEC). *Remote Sens. Environ.*, 159, 203-221. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.12.008>
- Imbert, D. 2018. Hurricane disturbance and forest dynamics in east Caribbean mangroves. *Ecosphere*, 9 (7), e02231. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2231>.
- Jackson, R.D. (1983). Spectral indices in N-Space. *Remote Sens. Environ.*, 13(5), 409-421. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(83\)90010-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(83)90010-X)
- Jackson, R.D., Huete, A.R. (1991). Interpreting vegetation indices. *Prev. Vet. Med.*, 11(3-4), 185-200. [https://doi.org/10.1016/S0167-5877\(05\)80004-2](https://doi.org/10.1016/S0167-5877(05)80004-2)
- Karp, N., Nava, M., Nash-Stacey, B., Blazheski, F. (2017). *Impacto económico de los huracanes Harvey e Irma*. BBVA, 1- 5
- Lillesand, T., Kiefer, W. R. (2004). Remote sensing and image interpretation. In *Remote Sensing and Image interpretation* (4th Chapt).
- Lin, M., Lucas, H., Shmueli, G. (2013). *Too big to fail: large samples and the p-value problem*. 2 *Information Systems Research*, Articles in Advance, 12. <http://dx.doi.org/10.1287/isre.2013.0480>
- Long, J., Giri, C., Primavera, J., Trivedi, M. (2016). Damage and recovery assessment of the Philippines' mangroves following Super Typhoon Haiyan. *Mar. Pollut. Bull.* 109, 734-743.
- Luke, D., McLaren, K., Wilson, B. (2016). Short-term dynamics and the effects of biotic and abiotic factors on plant physiognomic groups in a hurricane-impacted lower montane tropical forest. *Biotropica*, 48, 332-341.
- Lugo, A.E., Snedaker, S. C. (1974). The ecology of mangroves. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 5, 39-64.
- Mas-Castellanos, L., Reaño-Jiménez, C., Aguilera-Casabella, D., Iannacone, J., Fimia-Duarte, R. (2020). Efecto del huracán Irma en un manglar mixto de Cayo Santa María, Villa Clara, Cuba. *The Biologist (Lima)*. 18(1), 39-48. <https://doi.org/10.24039/rbt2020181447>

- Menéndez, L. (2013) *El ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano: Bases para su gestión*. (Tesis Doctoral). Universidad de Alicante, España.
- Menéndez L., Guzmán, J.M., Capote-Fuentes, R.T., González, A.V., Rodríguez, L. and Gómez, R. (2006). Salud del ecosistema de manglar en el Archipiélago Sabana-Camagüey. Patrones y tendencias a escala de paisaje. En *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano* (pp. 276-283). Editorial Academia.
- Meneses-Tovar, C. L. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasylva*, 238, 62(2), 39-46.
- Millano, J.L., Paredes, F.J. (2016). Variabilidad de la vegetación con el índice de diferencia normalizada (NDVI) en Latinoamérica. *Novum Scientarium*, 2(4), 33-44.
- Moore, G., Zaluski, S. (2018). *Mangrove Rapid Assessments Post-Hurricane Irma-Preliminary Results and Recommendations for the British Virgin Islands*.
- Noa, A., Castañeda, I.; Matos, J. (2001). Flora y vegetación de Cayo Santa María (Archipiélago Sabana-Camagüey). *Rev. Jard. Bot. Nac.*, 22 (1), 67-84.
- NWS-NOAA. (2017). *Detailed meteorological summary on hurricane Irma*. https://www.weather.gov/tae/irma_technical_summary
- OCHA (2020). *Desastres naturales en América Latina y el Caribe 2000-2019*. <https://reliefweb.int/report/world/desastres-naturales-en-am-rica-latina-y-el-caribe-2000-2019>
- Oliveros, A. (2015). *Análisis del comportamiento temporal de la cobertura vegetal en el área protegida de recursos manejados Península de Zapata*.
- Ponvert-Delisle, D., Martín, G., Sarría, R., Fernández, M. (1997). Caracterización Espectral de un territorio de la República de Cuba, por métodos de Teledetección. *Boletín SELPER-MEXICO*, 40, 8-19.
- Radabaugh, K.R., Moyer, R.P., Chappell, A.R., Dontis, E.E., Russo, C.E., Joyse, M., Bownik, M.W., Goekner, A.H., Khan, N.S. (2019). Mangrove damage, delayed mortality, and early recovery following hurricane Irma at two landfall sites in southwest Florida, USA. *Estuaries and Coasts.*, <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00564-8>.
- Rodríguez-Batista, D., Arias Barreto, A., Ruiz Rojas, E. (Eds.) (2014). *Fauna terrestre del archipiélago de Sabana-Camagüey*. Editorial Academia.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., Troche-Souza C., Vázquez-Lule, A.D., Márquez-Mendoza, J.D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., Velázquez-Salazar, S., Cruz-López, M. I., Ressler, R., Uribe-Martínez, A., Cerdeira-Estrada, S., Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J., Jiménez-Rosenberg, R., Fueyo-Mac Donald, L., Galindo-Leal, C. (2013). *Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Rouse, J.W.J., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D. W. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In M. A. B. N. S.C. Freden, E.P. Mercanti (Eds.), *Third ERTS Symposium, NASA SP-351*.
- Ruiz-Plasencia, I., Hernández-Albernas, J., Ruiz-Rojas, E. (2019). *Catálogo de las áreas protegidas de Cuba*. <https://www.researchgate.net/publication/338865262>
- Sandilyan, S., Kathiresan, K. (2012). Mangrove conservation: A global perspective. *Biodivers. Conserv.*, 21(14), 3523-3542. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0388-x>
- Soanes, L.M., Pike, S., Armstrong, S., Creque, K., Norris-Gumbs, R., Zaluski, S., Medcalf, K. (2021). Reducing the vulnerability of coastal communities in the Caribbean through sustainable mangrove management. *Oceans Coast. Manage.*, 210, 105702. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105702>
- StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Tovilla H., C., D.E., Orihuela B. (2004). Impacto del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa norte de Nayarit, México. *Madera y Bosques Número especial 2*, 63-75.
- Vilamajó, D., García, E. E., García, E. (1991). Principales resultados de la aplicación de la teledetección en el estudio botánico de la Sierra del Rosario. Experimento

- aerocósmico internacional “Caribe-88”. *Revista de Cartografía Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía*, 75-83.
- Villafane, F.J., Aponte, L.D., Muñoz, J. (2018). Huracán María: Sinopsis y análisis preliminar del impacto en la infraestructura de Puerto Rico. *Dimensión Ingeniería y Agrimensura CIAPR*, (1), 27-30
- Walcker, R., Laplanche, C., Herteman, M., Lambs, L., Fromard, F. (2019). Damages caused by hurricane Irma in the human-degraded mangroves of Saint Martin (Caribbean). *Sci. Rep.* 5, 18971. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55393-3>
- Wingard, G.L., Bergstresser, S.E., Stackhouse, B.L., Jones, M.C., Marot, M.E., Hoefke, K., Daniels, A., Keller, K. (2020). Impacts of Hurricane Irma on Florida Bay Islands, Everglades National Park, USA. *Estuar. Coast.*, 43(5), 1070-1089. <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00638-7>

Como citar este artículo

Hernández-Albernas, J.I., Martín-Morales, G., Estrada-Estrada, R., Almeida-Martínez, I. (2022). Degradación - resiliencia de las principales coberturas vegetales, tras impacto del huracán Irma en los cayos del noreste de Villa Clara, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 42(1), 66-102.

Anexos**Tabla S1**

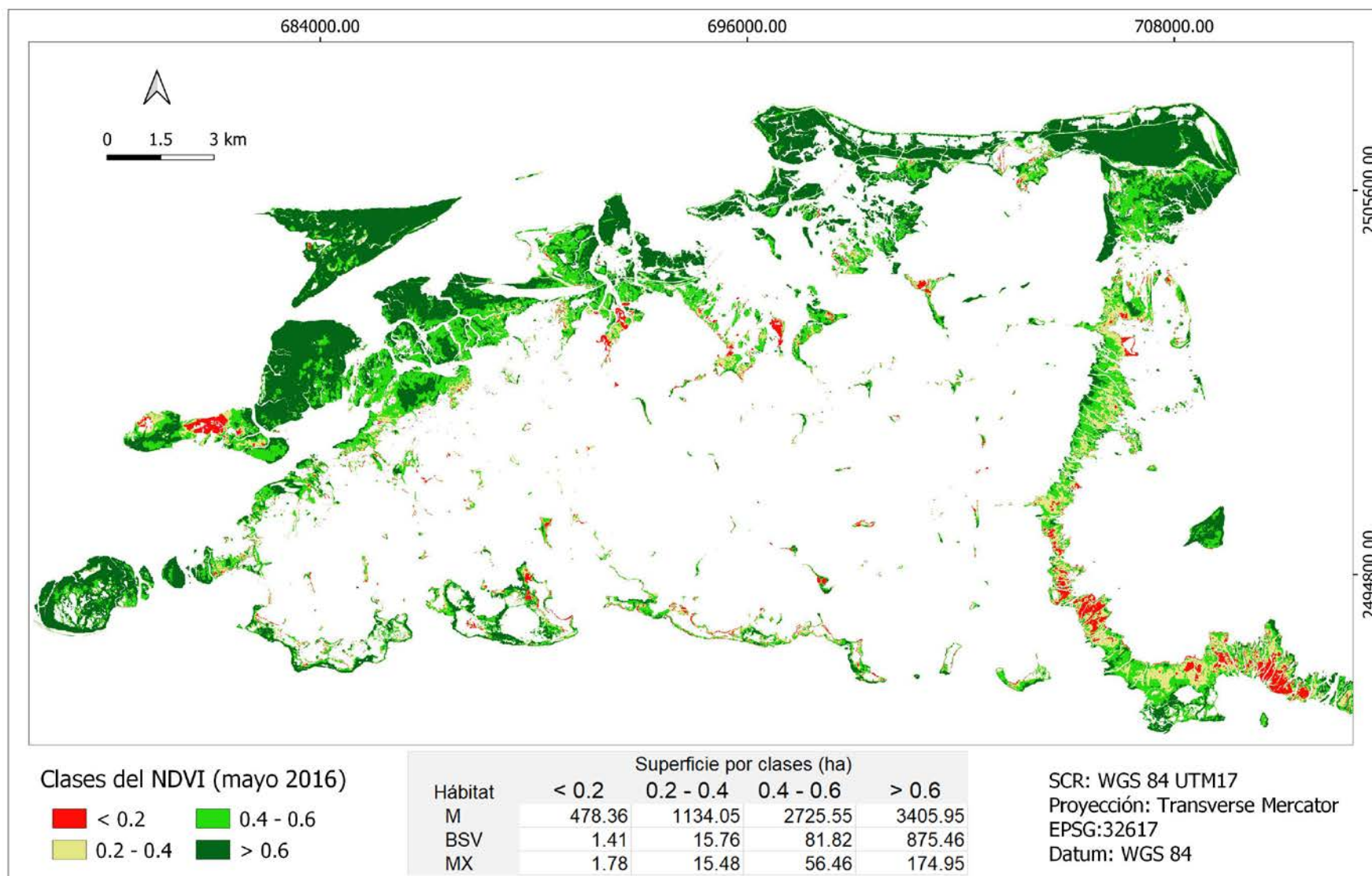
Hábitat	Fecha	N	Mediana	Media	Mínimo	Máximo	Desviación estándar	Error estándar	Asimetría	Curtosis
Manglar	2016_05	774391	0,574741	0,531504	-0,716985	0,838290	0,184410	0,000210	-1,18576	1,623609
	2017_05	774391	0,584793	0,544491	-0,635499	0,858242	0,174982	0,000199	-1,13603	1,616415
	2018_01	774391	0,289023	0,277300	-0,688850	0,813166	0,184574	0,000210	-0,73370	1,110301
	2018_04	774391	0,304208	0,305040	-0,754750	0,848485	0,150535	0,000171	-0,619100	1,975273
	2019_05	774391	0,325425	0,319879	-0,730092	0,842687	0,196931	0,000224	-0,415638	0,159959
	2020_05	774391	0,334472	0,323831	-0,602170	0,793999	0,193198	0,000220	-0,339072	-0,333139
	2021_04	774391	0,467312	0,440878	-0,736264	0,881514	0,233013	0,000265	-0,534709	-0,192419
Bosque siempreverde	2016_05	97445	0,729931	0,707419	-0,206646	0,835195	0,090775	0,000291	-2,35665	7,564857
	2017_05	97445	0,699869	0,671527	-0,303282	0,840336	0,112345	0,000360	-1,23250	2,205256
	2018_01	97445	0,658553	0,619722	-0,157443	0,773665	0,112999	0,000362	-2,09072	4,792590
	2018_04	97445	0,579075	0,547707	-0,300605	0,750051	0,110492	0,000354	-1,70224	3,211305
	2019_05	97445	0,693366	0,663965	-0,209660	0,804560	0,100061	0,000321	-2,26842	6,616799
	2020_05	97445	0,607843	0,586506	-0,098705	0,753917	0,096380	0,000309	-1,62728	3,201640
	2021_04	97445	0,677898	0,656868	-0,048644	0,843194	0,112093	0,000359	-1,09011	1,181202
Matorral xeromorfo	2016_05	24867	0,668414	0,624953	-0,155302	0,790548	0,121421	0,000770	-1,54057	2,248984
	2017_05	24867	0,612807	0,579034	-0,086476	0,808923	0,131572	0,000834	-1,06648	0,782815
	2018_01	24867	0,549882	0,519195	-0,144722	0,739648	0,118511	0,000752	-1,39510	2,002877
	2018_04	24867	0,517867	0,487214	-0,110732	0,698673	0,126729	0,000804	-1,03555	0,660779
	2019_05	24867	0,639398	0,598928	-0,021373	0,783647	0,130234	0,000826	-1,46043	2,077754
	2020_05	24867	0,574069	0,534323	-0,077477	0,728454	0,130105	0,000825	-1,27750	1,204854
	2021_04	24867	0,650280	0,613353	-0,414019	0,824155	0,152945	0,000970	-1,06841	0,898921



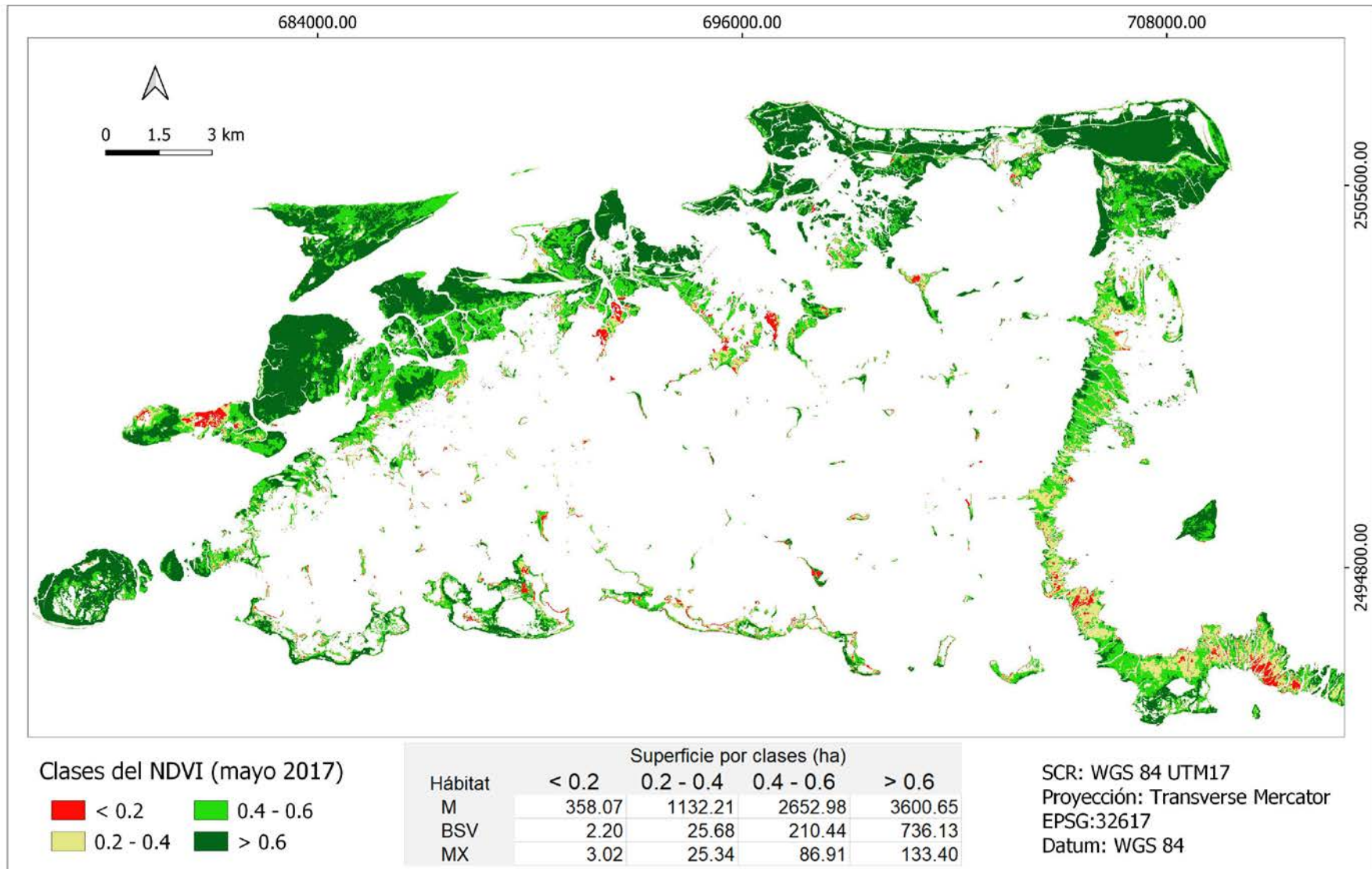
Anexo 1. Coberturas empleadas en la clasificación de los hábitats. a) manglar, b) bosque siempreverde, c) matorral xeromorfo, d) complejo de vegetación de costa arenosa, e) complejo de vegetación de costa rocosa, f) otras comunidades abiertas, g) palustre, h) antrópico.

Año 2021	Posteriores al azote del huracán Irma
S2B_MSIL1C_20210417T155519_N0300_R011_T17QPF_20210417T191807	
S2B_MSIL1C_20210417T155519_N0300_R011_T17QQF_20210417T191807	
Año 2020	
S2A_MSIL1C_20200517T155531_N0209_R011_T17QPF_20200517T205005	
S2A_MSIL1C_20200517T155531_N0209_R011_T17QQF_20200517T205005	
Año 2019	
S2A_MSIL1C_20190513T155531_N0207_R011_T17QPF_20190513T204732	
S2A_MSIL1C_20190513T155531_N0207_R011_T17QQF_20190513T204732	
Año 2018	
S2A_MSIL1C_20180408T155531_N0206_R011_T17QPF_20180408T204658	
S2A_MSIL1C_20180408T155531_N0206_R011_T17QQF_20180408T204658	
S2B_MSIL1C_20180103T155519_N0206_R011_T17QPF_20180103T204854	
S2B_MSIL1C_20180103T155519_N0206_R011_T17QQF_20180103T204854	
Año 2017	
S2A_MSIL1C_20170920T155521_N0205_R011_T17QPF_20170920T155521	
S2A_MSIL1C_20170920T155521_N0205_R011_T17QPF_20170920T155521	
S2A_MSIL1C_20170811T155531_N0205_R011_T17QPF_20170811T155527	
S2A_MSIL1C_20170811T155531_N0205_R011_T17QQF_20170811T155527	
S2A_MSIL1C_20170503T155531_N0205_R011_T17QPF_20170503T155527	
S2A_MSIL1C_20170503T155531_N0205_R011_T17QQF_20170503T155527	
Año 2016	
S2A_MSIL1C_20160528T155532_N0202_R011_T17QPF_20160528T155530	
S2A_MSIL1C_20160528T155532_N0202_R011_T17QQF_20160528T155530	

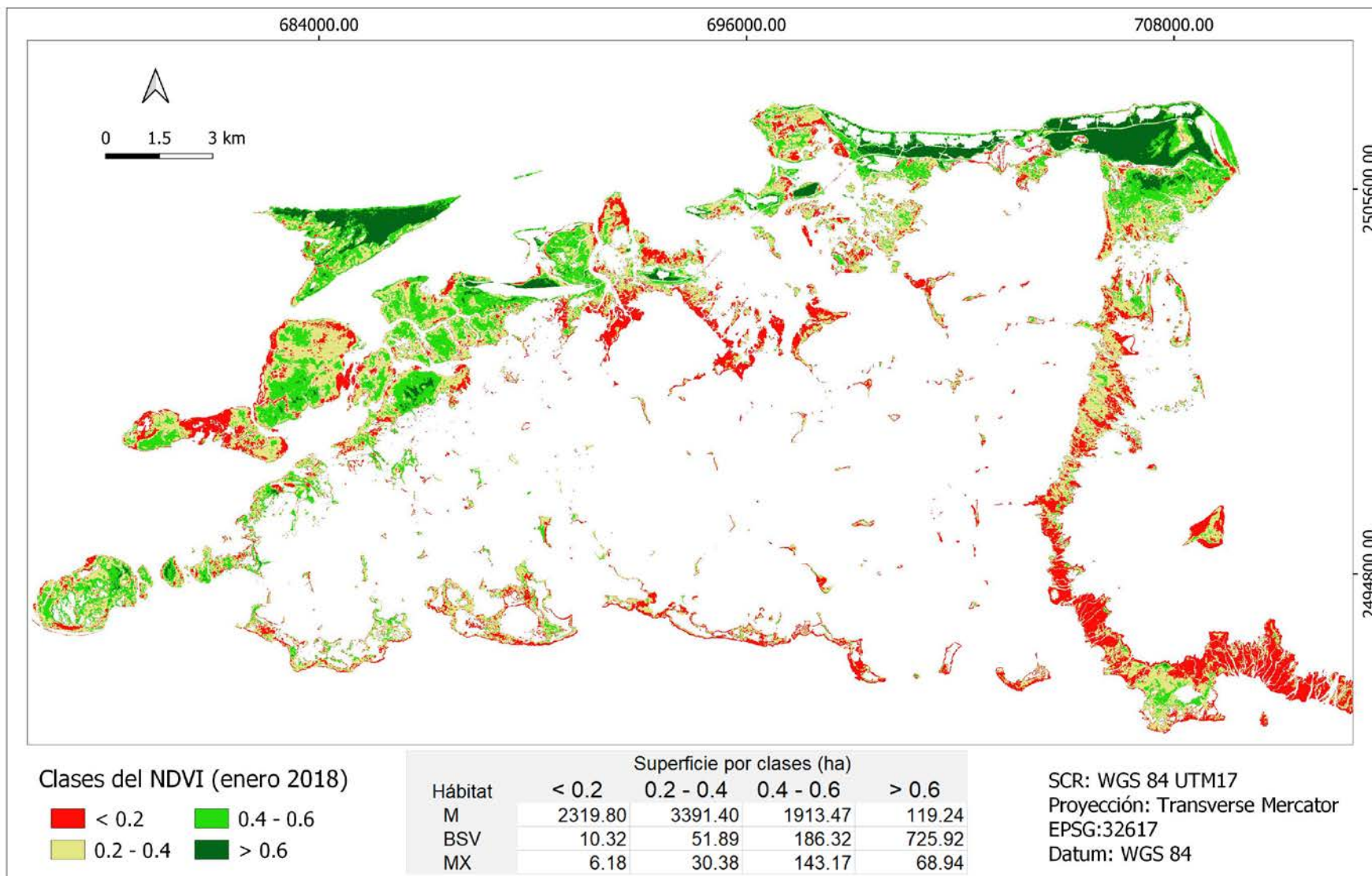
Anexo 2. Nomenclatura y fechas de las escenas SENTINEL 2 utilizadas en los análisis ráster.



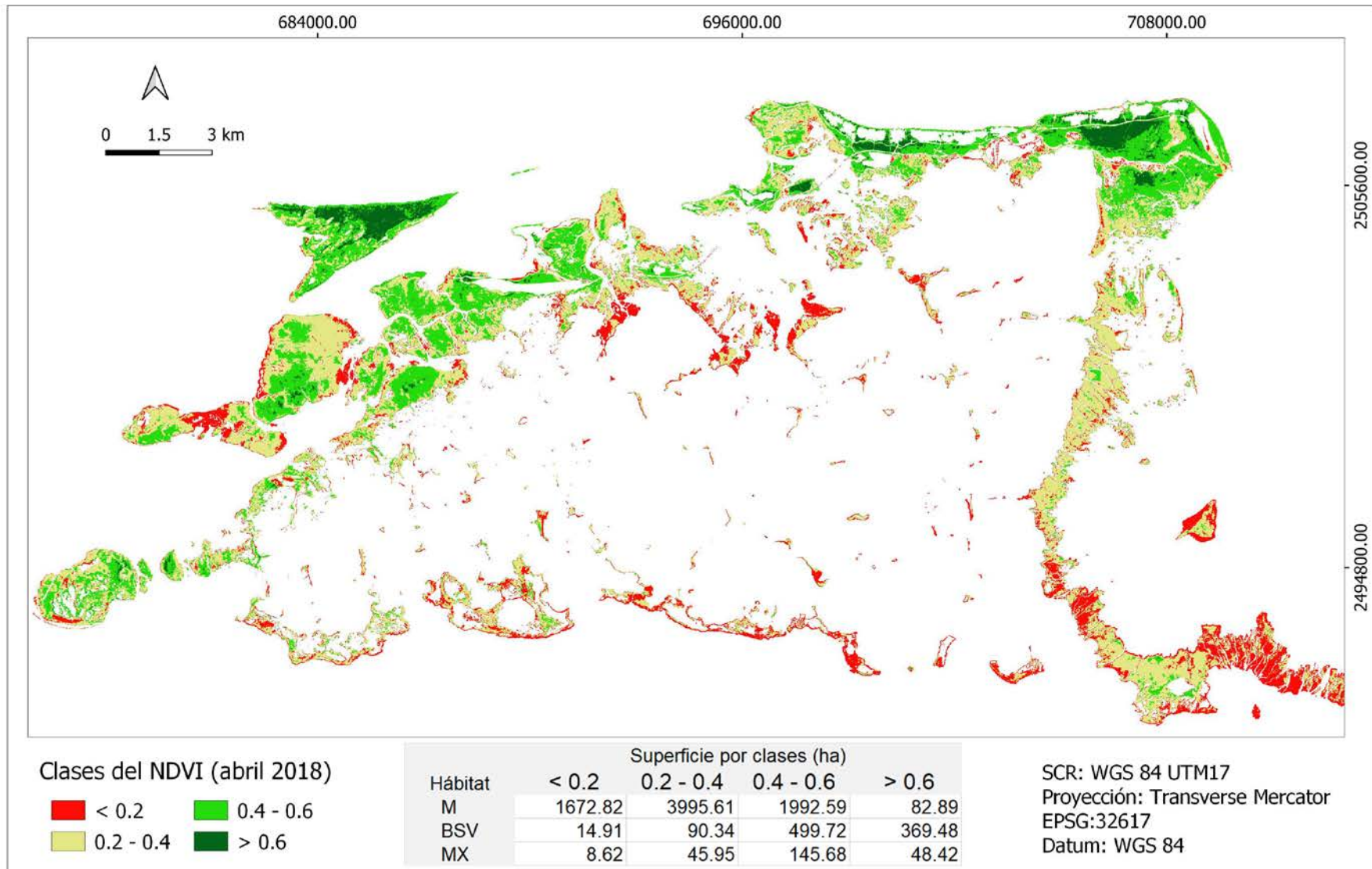
Anexo 3. Comportamiento del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2016).



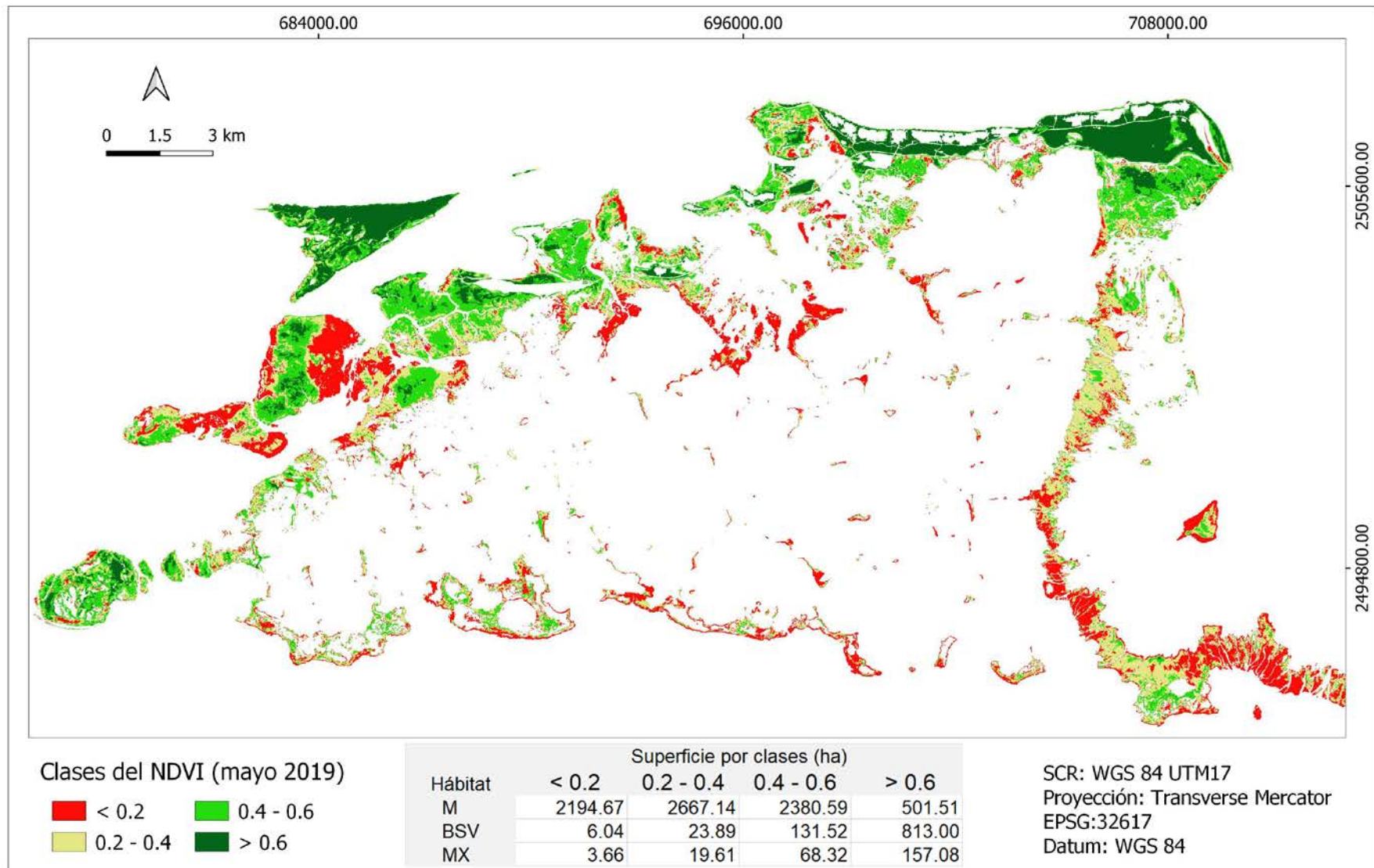
Anexo 4. Comportamiento del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2017).



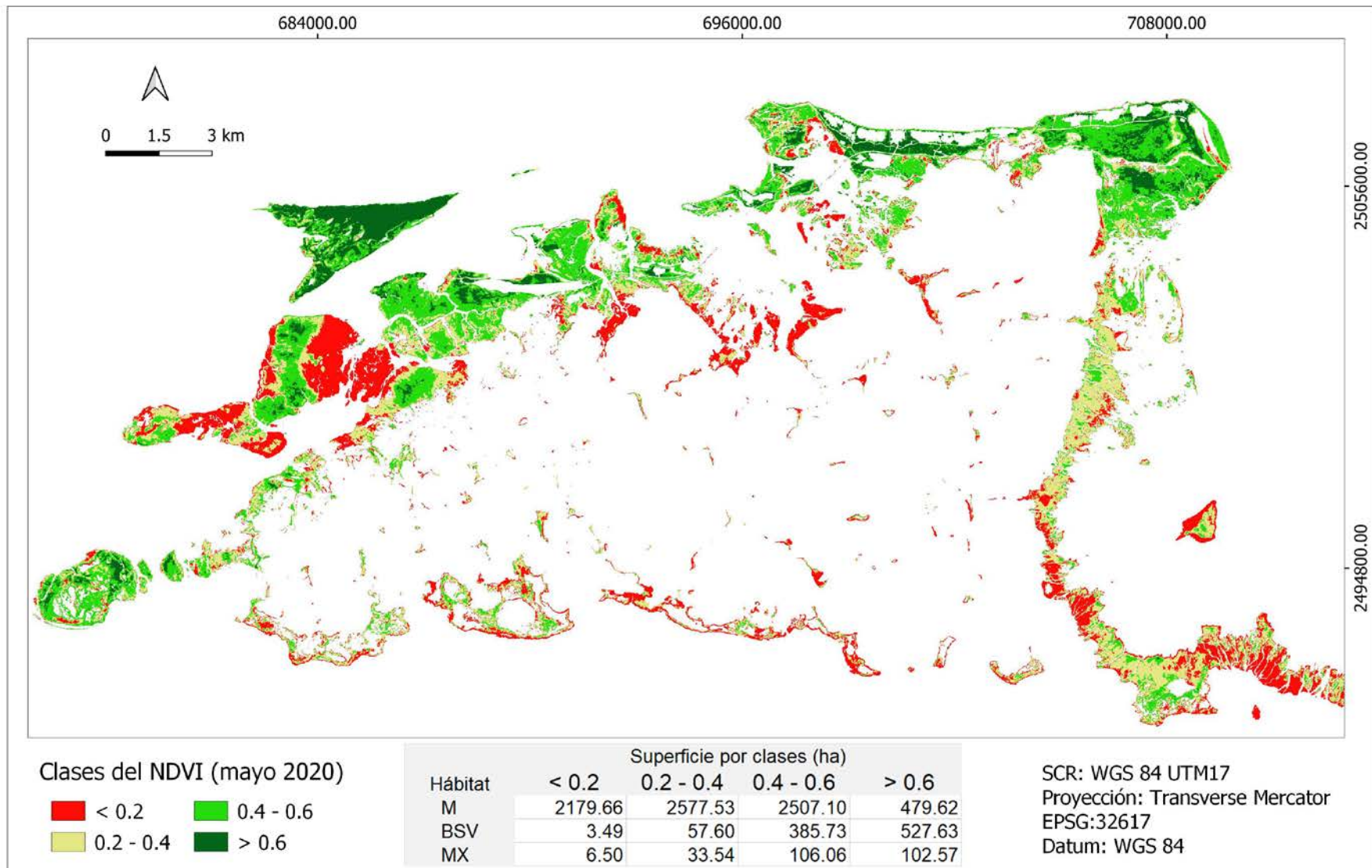
Anexo 5 . Comportamiento del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (enero 2018).



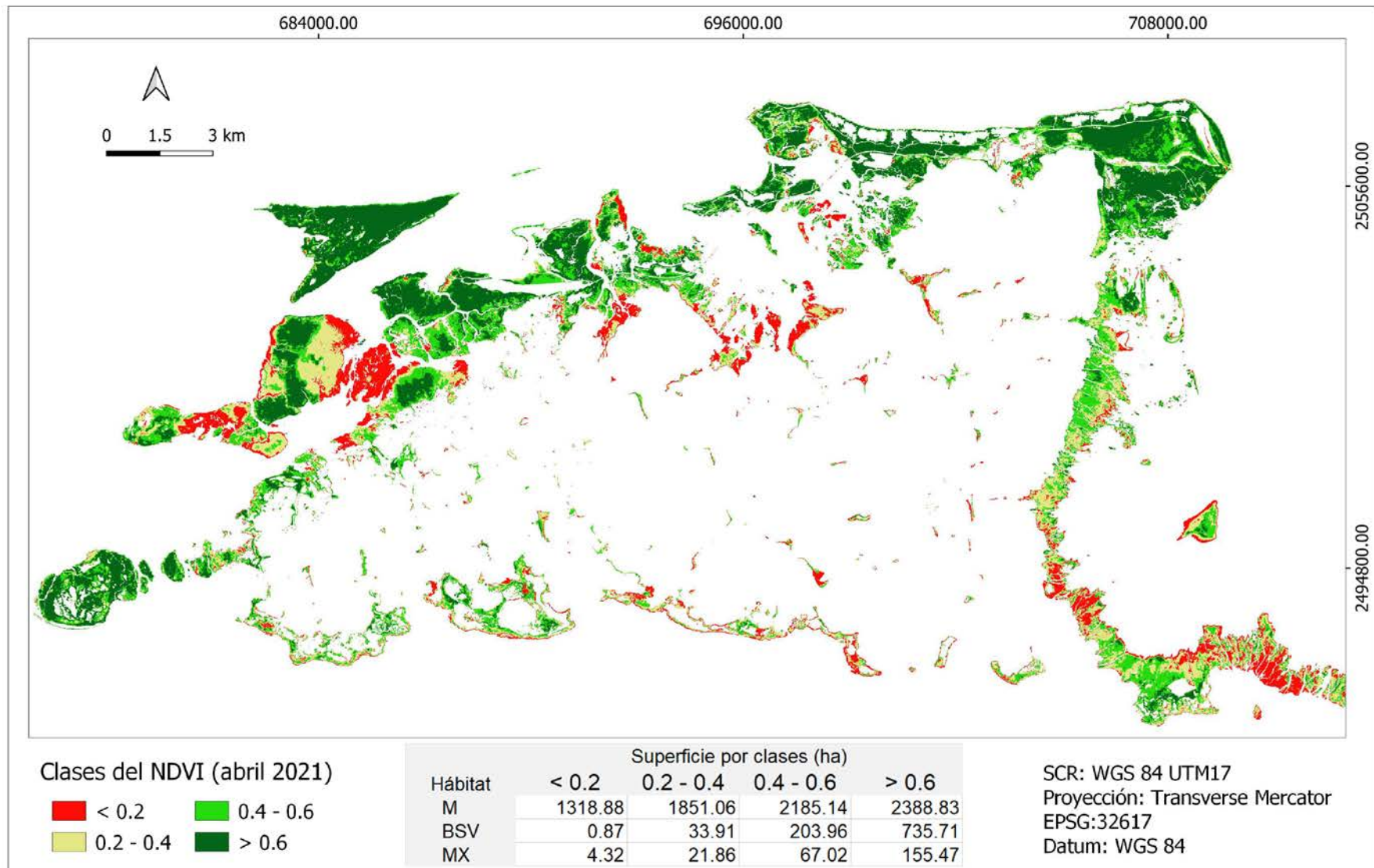
Anexo 6. Comportamiento del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (abril 2018).



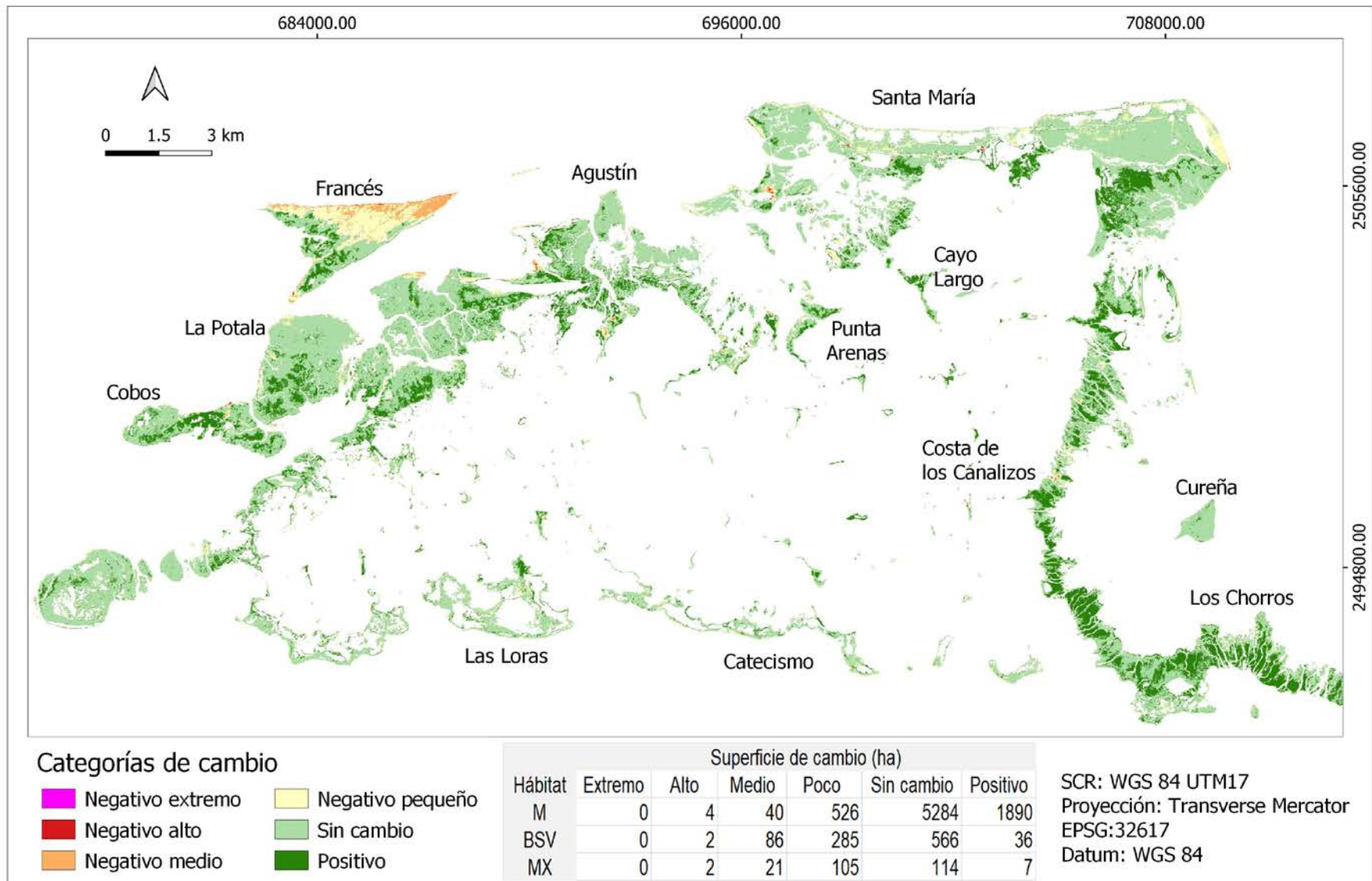
Anexo 7 . Comportamiento del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2019).



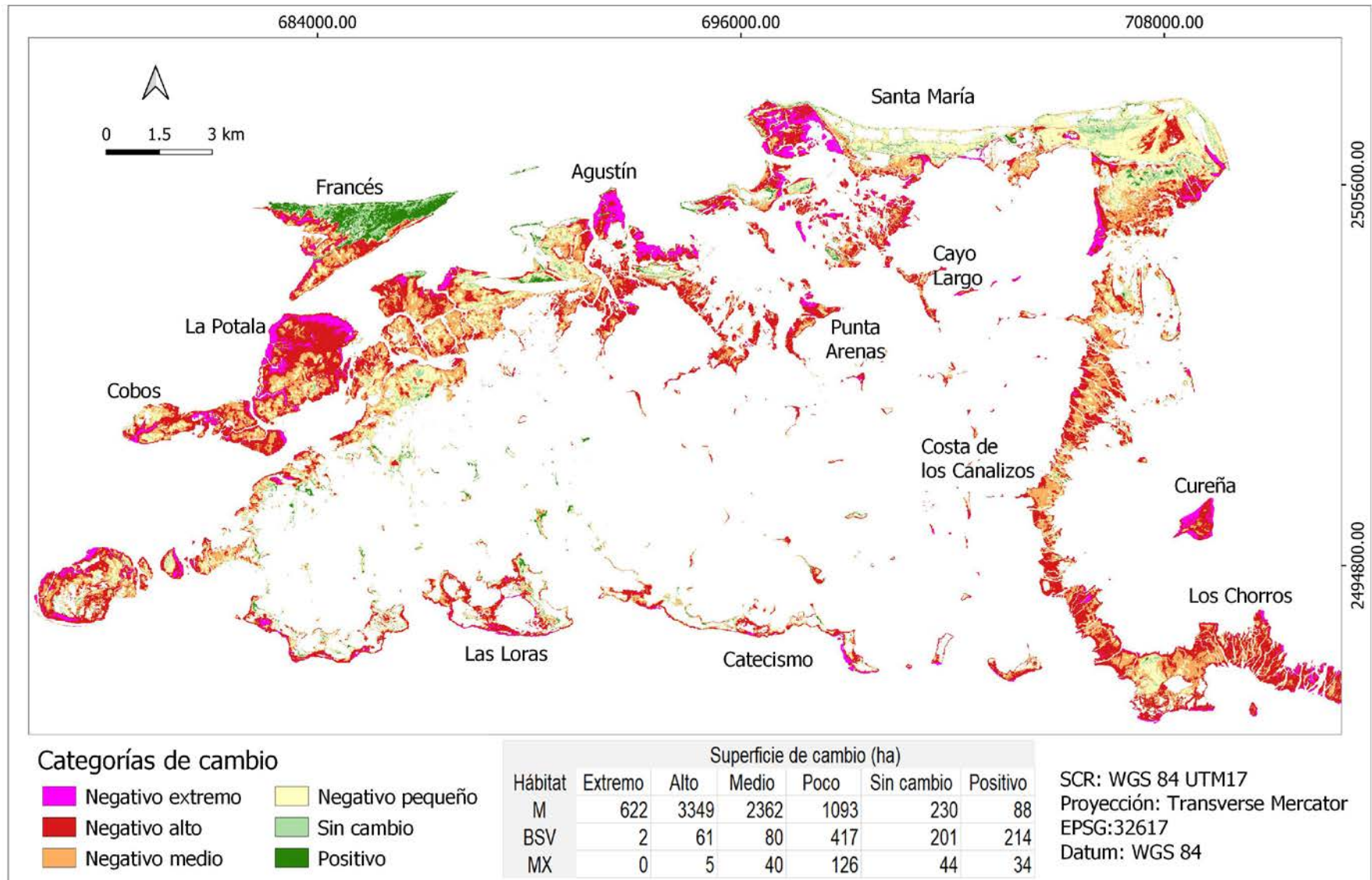
Anexo 8. Comportamiento del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2020).



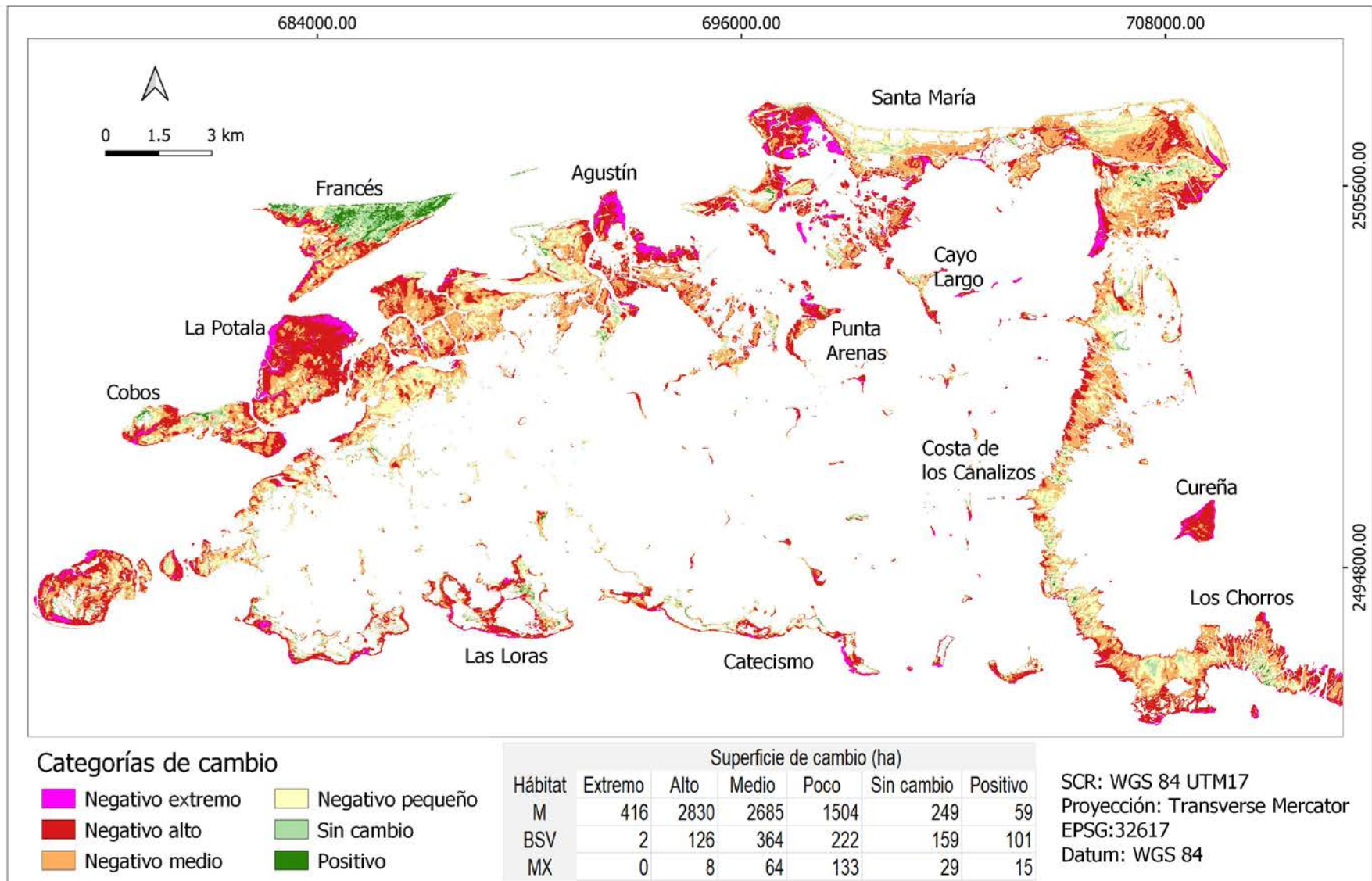
Anexo 9 . Comportamiento del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (abril 2021).



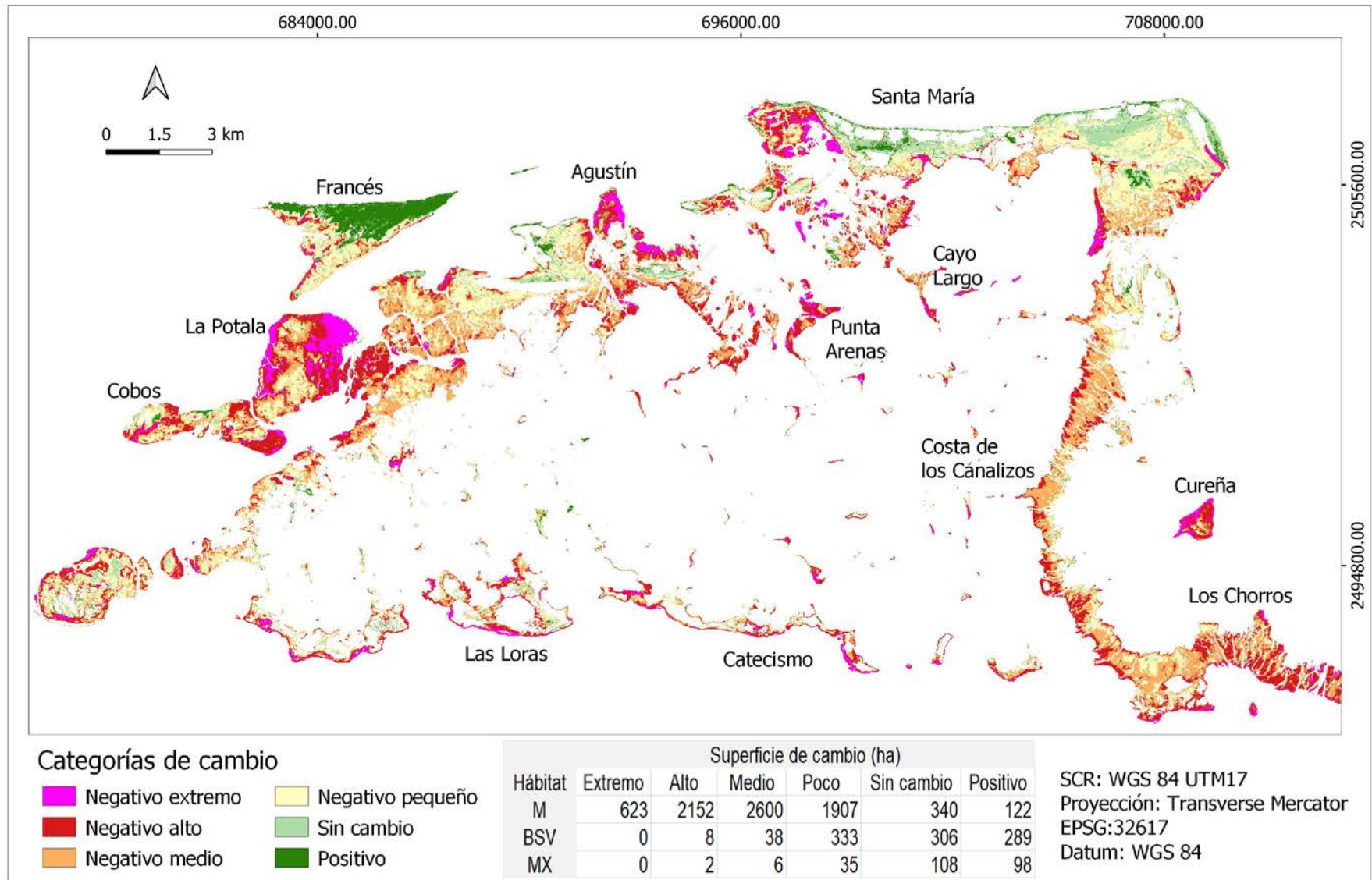
Anexo 10. Detección de cambios temporales del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2016 _ mayo 2017).



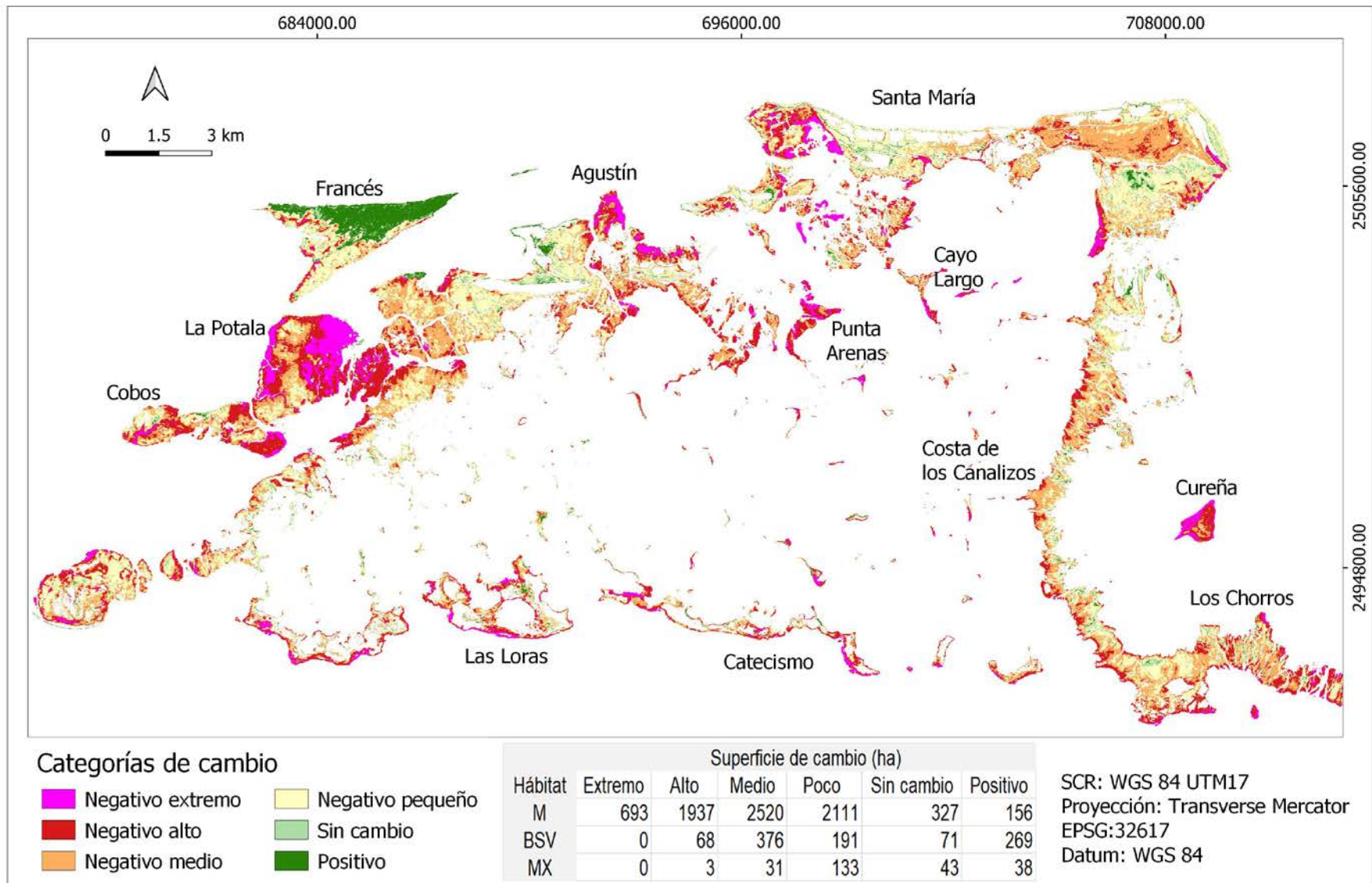
Anexo 11 . Detección de cambios temporales del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2017 _ enero 2018).



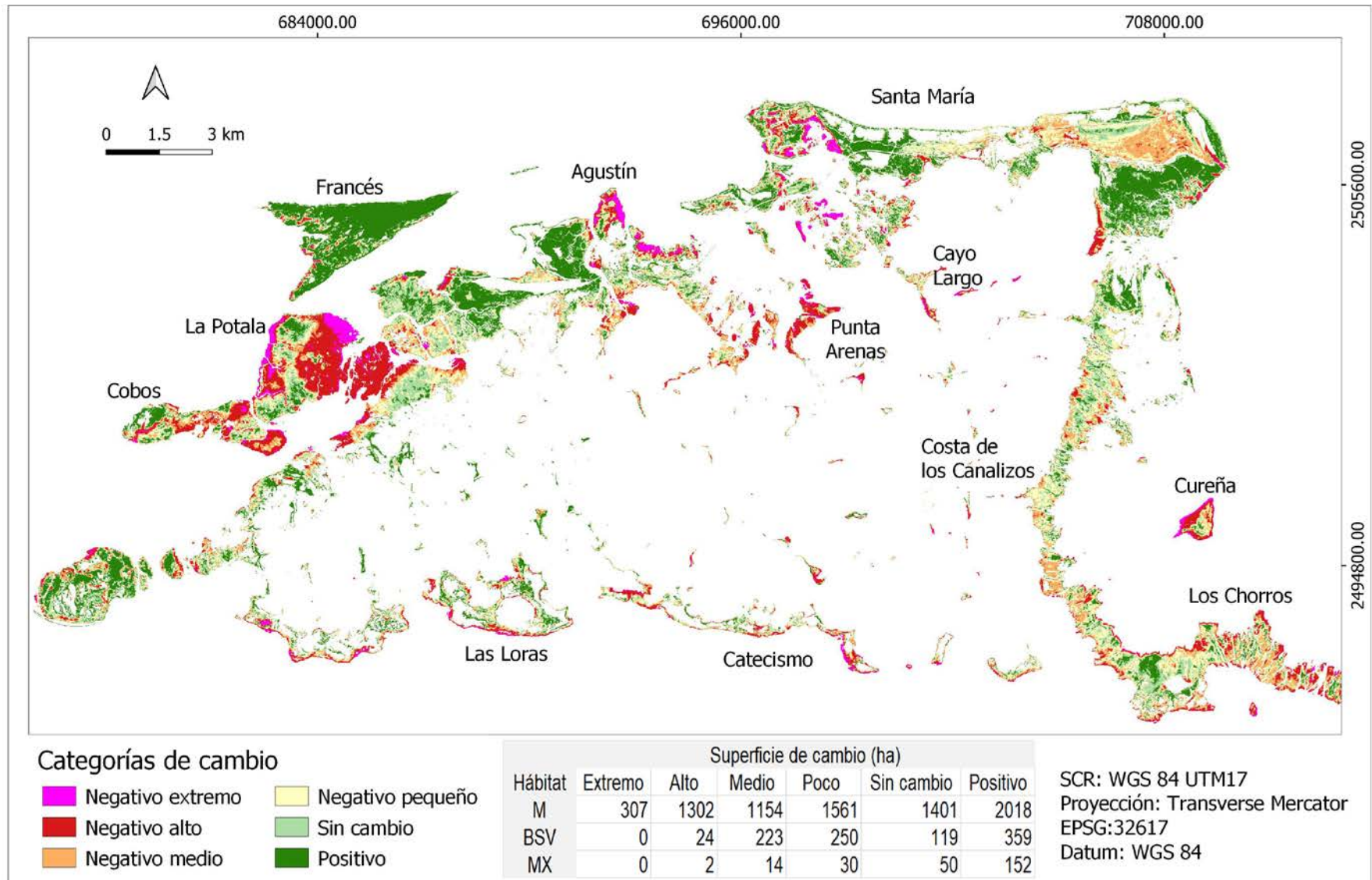
Anexo 12. Detección de cambios temporales del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2017 _ abril 2018).



Anexo 13. Detección de cambios temporales del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2017 _ mayo 2019).



Anexo 14. Detección de cambios temporales del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2017 _ mayo 2020).



Anexo 15. Detección de cambios temporales del NDVI en las principales coberturas vegetales de la región; M: manglar, BSV: bosque siempreverde, MX: matorral xeromorfo. (mayo 2017 _ abril 2021).