

DINÁMICA ESPACIAL DEL MANGLAR (2010-2022) EN DOS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS DE LA ISLA DE MARGARITA, VENEZUELA

Spatial Dynamics of the Mangrove (2010–2022) in Two Protected Natural Areas of Margarita Island, Venezuela

Reinaldo Romero^{1} y Mylene Gutiérrez^{1,2}*

¹Escuela de Geografía, Universidad Central de Venezuela. ²Centro de Estudios Integrales del Ambiente, Universidad Central de Venezuela.

*reinaldoromerobriceno@gmail.com

RESUMEN

Se seleccionaron dos áreas naturales protegidas con la mayor superficie de manglar de la isla de Margarita: el Parque Nacional Laguna de La Restinga y el Monumento Natural Laguna de Las Marites. Se realizó un análisis multitemporal de la cobertura de manglares entre 2010 y 2022, aplicando metodologías de teledetección mediante Google Earth Engine, donde se identificó una disminución del manglar de un 3,88 % en La Restinga, evidenciándose las zonas afectadas en las zonas internas del bosque; y un 31,09 % en Las Marites, con un cambio significativo a partir del año 2014 debido a la construcción de una nueva vialidad que bloqueó al menos 13 quebradas intermitentes. Los resultados subrayan la urgencia de reforzar el monitoreo ambiental y actualizar los planes de manejo para preservar estos ecosistemas.

Palabras clave: manglar, Google Earth Engine, isla de Margarita, teledetección.

Keywords: mangrove, Margarita Island, Google Earth Engine, remote sensing

INTRODUCCIÓN

Las lagunas de La Restinga y Las Marites, en el estado Nueva Esparta, poseen la mayor concentración de manglares de la región y están protegidas legalmente bajo las figuras de Parque Nacional y Monumento Natural. Sin embargo, enfrentan amenazas que afectan su sostenibilidad. Este estudio se planteó detectar cambios en la cobertura de manglares y sus posibles causas mediante teledetección y análisis multitemporal de imágenes satelitales Landsat, usando Google Earth Engine. La investigación busca entender la dinámica espacial de estos ecosistemas para contribuir a su conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Procesamiento de imágenes satelitales. Las imágenes fueron procesadas en Google Earth Engine (GEE), mediante la aplicación de máscaras de nubes y generando mosaicos anuales a partir del promedio de todas las imágenes disponibles por año, siguiendo la metodología de MapBiomass Venezuela (2023).

Delimitación de áreas de interés. La selección de zonas de manglar dentro de las áreas protegidas se basó en los siguientes criterios topográficos y geomorfológicos: altitudes <15 msnm., pendientes <16 % y

la presencia en unidades como llanuras cenagosas, islas de barrera, bocas y albuferas. Esto permitió discriminar el área de interés y minimizar confusiones espectrales.

Cálculo de índices espectrales. Se calcularon nueve índices comúnmente usados en estudios de vegetación y humedales (Tabla 1), añadidos como bandas adicionales a los mosaicos anuales (*layer stack*). Luego, se recortaron espacialmente para ajustarlos exclusivamente a las áreas de interés (Figura 1).

Tabla 1. Índices espectrales utilizados en la investigación.

Índices espectrales	Fórmula	Fuente
NDVI	$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)}$	Rouse <i>et al.</i> , 1974
GNDVI	$GNDVI = \frac{(NIR - Green)}{(NIR + Green)}$	Gitelson <i>et al.</i> , 1996
EVI	$EVI = 2.5 * \frac{(NIR - Red)}{(NIR + 6 * Red - 7.5 * blue + 1)}$	Huete <i>et al.</i> , 2002
NDWI	$NDWI = \frac{(Green - NIR)}{(Green + NIR)}$	McFeeters, 1996
MNDWI	$MNDWI = \frac{(Green - SWIR1)}{(Green + SWIR1)}$	Hanqiu Xu, 2006
LSWI	$LSWI = \frac{(NIR - SWIR1)}{(NIR + SWIR1)}$	Xiao, 2005
NDMI	$NDMI = \frac{(SWIR2 - Green)}{(SWIR2 + Green)}$	Shi <i>et al.</i> , 2016
CMRI	$NDVI - NDWI$	Gupta <i>et al.</i> , 2018
MVI	$MVI = \frac{NIR - Green}{SWIR1 - Green}$	Baloloy, A. <i>et al.</i> , 2020

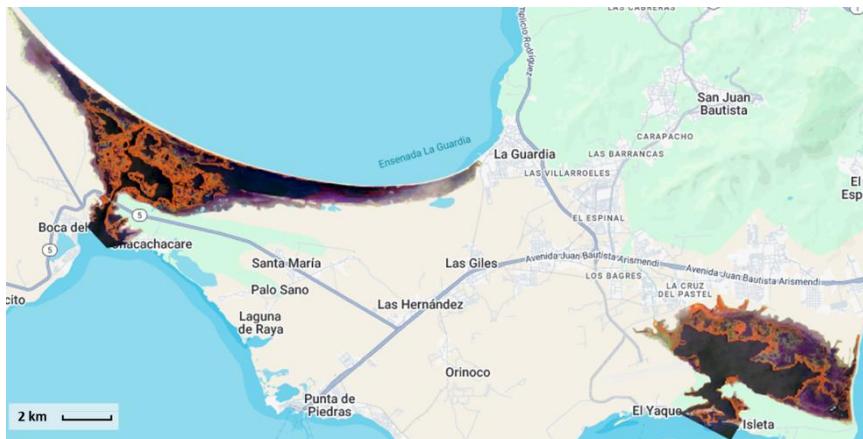


Figura 1. Mosaico Landsat del año 2022 para las áreas de interés. Combinación de bandas SWIR, NIR, Red. Elaboración propia con base al algoritmo generado en GEE.

Clasificación de coberturas. Se realizaron dos procesos de clasificación. En el primero se identificaron cuatro clases principales: manglar, agua, áreas sin vegetación y otras coberturas vegetales, mediante el algoritmo Random Forest (Bosque aleatorio), con puntos de muestreo seleccionados manualmente sobre mosaicos anuales y verificados con imágenes de Google Earth Pro. Para mejorar la clasificación del agua, se aplicó el índice MNDWI (Hanqiu Xu, 2006), considerando como agua a los píxeles con valores > 0 según Bangqian *y col.* (2017). Este procedimiento permitió generar un primer resultado de las clases de interés en la serie temporal (Figura 2a). En la segunda clasificación se diferenció dos condiciones relevantes en la dinámica del manglar: manglar vivo y manglar muerto, usando puntos de muestreo sobre el mosaico Landsat 2022 y con la revisión a mayor precisión con las imágenes disponibles en Google Earth Pro. Se evaluó la separabilidad espectral en cada uno de los nueve índices calculados utilizando la fórmula de Kaufman y Remer (1994):

Donde:

M representa el valor de la separabilidad.

$$M = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\bar{s}_1 + \bar{s}_2}$$

\bar{x}_1 y \bar{x}_2 representan las medias de los dos conjuntos de datos.
 s_1 y s_2 representan las desviaciones estándar respectivamente.

El índice de aguas superficiales (LSWI) mostró el mayor valor de separabilidad espectral, lo que permitió generar dos clases de manglar: vivo y muerto, a partir de los píxeles previamente clasificados como manglar. El valor umbral de LSWI para discriminar el manglar muerto fue $< 0,23$ (media + 2 desviaciones estándares), obteniendo así una clasificación con manglar vivo y manglar muerto para toda la serie temporal (Figura 2b).

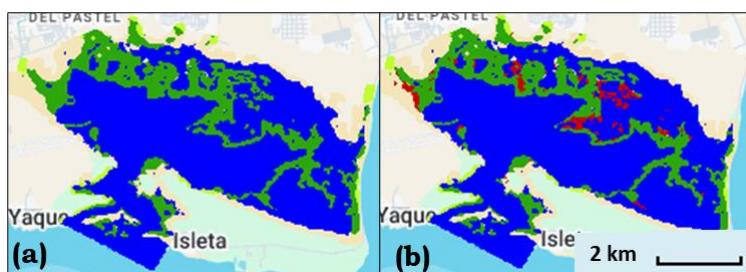


Figura 2. Clasificación del año 2022. (a) Resultado de la primera clasificación de la cobertura de manglar en la Laguna de Las Marites. (b) Clasificación final con las clases de manglar vivo y muerto (píxeles rojos corresponden al manglar muerto).

Validación de la clasificación. Se validaron las clasificaciones de los años 2011, 2016 y 2022 mediante matrices de confusión y el coeficiente Kappa, utilizando imágenes de Google Earth Pro como referencia. Los valores del índice Kappa superaron 0,8 en todos los casos, lo que indica una concordancia "muy buena" según Landis y Koch (1977).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Entre 2010 y 2022, La Restinga perdió un 3,88 % de su cobertura de manglar, pasando de 952,25 ha a 915,18 ha (-36,42 ha). En Las Marites, la pérdida fue de 221 ha, con una reducción de alrededor del 31 %, pasando de 804 ha en 2010 a 583 ha en 2022 (Figura 3).

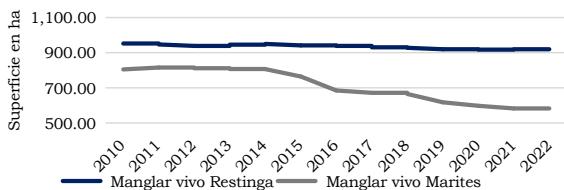


Figura 3. Superficie de manglar vivo en las lagunas La Restinga y Las Marites 2010-2022.

Análisis de las áreas afectadas. En la Laguna de la Restinga, las áreas afectadas se localizaron principalmente en las zonas internas del bosque (Figura 4), lo cual coincide con Sánchez *y col.* (2011), quienes explicaron que la falta de flujo de marea en estas áreas favorece la salinización y sedimentación, acelerando su degradación. En el caso del Monumento Natural Laguna de Las Marites, las afectaciones son más visibles (Figura 5) intensificándose a partir del año 2014, posiblemente debido a la construcción de una nueva vialidad sobre los límites del monumento natural (Figura 6a), que obstruyó una serie de quebradas intermitentes que alimentan la laguna en temporada de lluvias (Figura 6b). La obra, según medios locales, tuvo múltiples retrasos y permanece inconclusa.

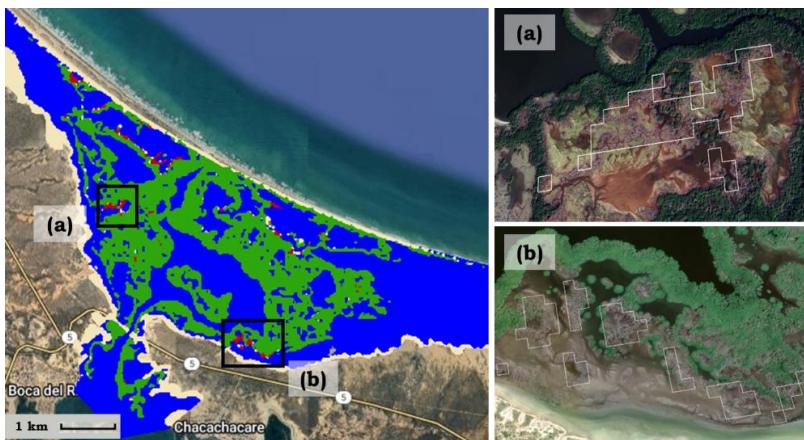


Figura 4. Verificación de zonas de manglar muerto en la Laguna de La Restinga para el año 2022, mediante imágenes de alta resolución de Google Earth. Elaboración propia.

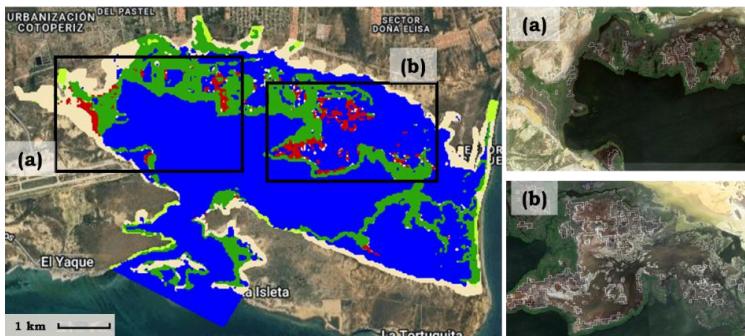


Figura 5. Verificación de zonas de manglar muerto en la Laguna de Las Marites para el año 2022, mediante imágenes de alta resolución de Google Earth. Elaboración propia.

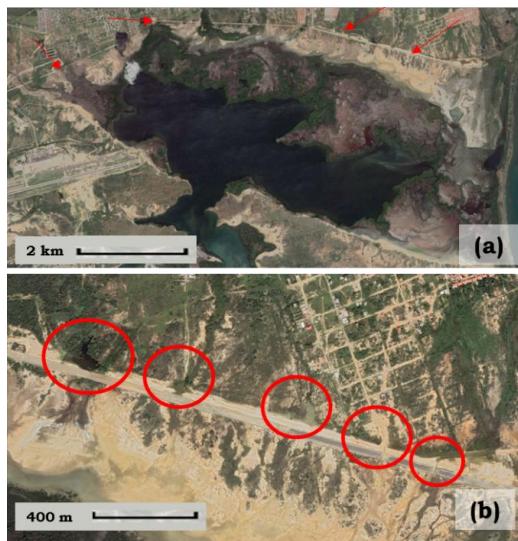


Figura 6. (a) Imagen satelital de alta resolución de Google Earth de la Laguna de Las Marites (año 2017), donde se observa el terraplén para la construcción de la avenida Los Pescadores. (b) Imagen satelital de alta resolución de Google Earth en la que se aprecia la obstrucción de varias quebradas intermitentes al norte de la Laguna de Las Marites (año 2017). Elaboración propia.

Los resultados obtenidos permitirán orientar la toma de decisiones y respaldar las propuestas de conservación a largo plazo, fundamentadas en las normativas y planes de ordenamiento y reglamento de uso de estas áreas y que también pueden ser de utilidad para la actualización de estos instrumentos de manejo. Asimismo, estas metodologías podrán servir como referencia para su aplicación en otros territorios del país.

LITERATURA CITADA

- Baloloy, A.B., A.C. Blanco, R.R.C. Sta. Ana y K. Nadaoka. 2020. Development and application of a new mangrove vegetation index (MVI) for rapid and accurate mangrove mapping. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 166:95-117.
- Bangqian, C., X. Xiangming, L. Xiangping, P. Lianghao, D. Russell, M. Jun, D. Jinwei, ... G. Chandra. 2017. A mangrove forest map of China in 2015: Analysis of time series Landsat 7/8 and Sentinel-1A imagery in Google Earth Engine cloud computing platform. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 131:104-120.
- Gitelson, A.A., Y.J. Kaufman y M.N. Merzlyak. 1996. Uso de un canal verde en la teledetección de la vegetación global desde EOS-MODIS. *Teledetección del Medio Ambiente* 58:289-298.
- Gupta, K., A. Mukhopadhyay, S. Giri, A. Chanda, S.D. Majumdar, S. Samanta, D. Mitra, ... S. Hazra. 2018. An index for discrimination of mangroves from non-mangroves using Landsat 8 OLI imagery. *MethodsX* 5:1129-1139.
- Hanqiu, X. 2006. Modification of Normalized Difference Water Index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *Int. J. Remote Sens.* 27:3025-3033.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodríguez, X. Gao y L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83:195-213.
- Kaufman, Y.J. y L.A. Remer. 1994. Detection of forests using mid-IR reflectance: An application for aerosol studies. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* IEEE 32(3):672-683.
- Landis, J.R. y G.G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33(1):159-74.
- MapBiomas. Colección 2.0 de la Serie anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo de Venezuela. 2023. <https://venezuela.mapbiomas.org/atbd-entienda-cada-etapa/>
- McFeeters, S.K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *Int. J. Remote Sens.* 17:1425-1432.
- Romero, R. 2025. Dinámica espacial del bosque de manglar (2010-2022) en el Parque Nacional Laguna de La Restinga y el Monumento Natural Laguna de Las Marites, en la isla de Margarita, estado Nueva Esparta. Trabajo de licenciatura, Escuela de Geografía, Universidad Central de Venezuela.
- Rouse, J.W., R.H. Haas, J.A. Schell y D.W. Deering. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. En: *Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium*. NASA SP-351, Vol. 1:309-317.
- Sánchez, A., J.P. Rodríguez, M. Caballer, M. Asmussen y G. Medina. 2011. Diagnostic of health status in Mangrove Ecosystems. En: *Advances in Environmental Research*. (Ed. Riley, A.T.) Cap. 6, Vol 3, pp. 235-262.
- Shi, T., J. Liu, Z. Hu, H. Liu, J. Wang y G. Wu. 2016. New spectral metrics for mangrove forest identification. *Remote Sensing Letters* 7(9):885-894.
- Xiao, X., S. Boles, J. Liu, D. Zhuang, S. Frolking, C. Li, W. Salas y B. Moore III. 2005. Mapping paddy rice agriculture in southern China using multi-temporal MODIS images. *Remote Sensing of Environment* 95:480-492.