

INTRODUCCIÓN

Los manglares son ecosistemas que se encuentran localizados en las zonas costeras de las regiones tropicales y subtropicales en todo el mundo (Giri, 2016). Están conformados principalmente por árboles y arbustos que han sufrido una serie de adaptaciones que les permite sobrevivir en ambientes difíciles, que se caracterizan por la alta sedimentación, la salinidad, suelos fangosos y el régimen mareal (Giri, 2016). Son considerados de vital importancia, ya que proveen gran cantidad de bienes y servicios ecosistémicos a las comunidades asociadas (Wang et al., 2019) y tienen la capacidad de almacenar grandes cantidades de carbono (carbono azul) en suelo y biomasa forestal, superando en gran medida la capacidad de almacenamiento de otros ecosistemas (Adame et al., 2021; Donato et al., 2011) siendo fundamentales para la mitigación del cambio climático (Zeng et al., 2021).

A pesar de su importancia para el soporte de la biodiversidad y el sustento de los medios de vida locales, estos ecosistemas costeros se encuentran constantemente amenazados por acciones antrópicas relacionadas; como el cambio del uso del suelo, la acuicultura, el turismo, el desarrollo urbano y la sobreexplotación (Alongi, 2002; Giri et al., 2011). En este contexto, los manglares toman una destacada relevancia para llevar a cabo estudios que permitan obtener información actualizada sobre su estado, lo que permitiría la gestión de políticas y la toma de decisiones para su conservación (Kuenzer et al., 2011). El Pacífico colombiano es una de las regiones del sur de las Américas donde se encuentran aproximadamente 283 419 ha de manglares casi continuos a lo largo del litoral (Murillo-Sandoval et al., 2022) y con alturas superiores a los 50 metros (Simard et al., 2019). Conformados por un total de ocho especies forestales (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras [Invemar], 2022). Es un ecosistema de alta importancia para el sustento de los servicios ecosistémicos y la economía de las comunidades locales. La mayoría de estos ecosistemas se encuentran localizados en zonas de difícil acceso, lo que dificulta el monitoreo a gran escala en campo (Kuenzer et al., 2011). Para respon-

der a estos retos, es necesario implementar el uso de la percepción remota donde es necesario tener en cuenta el efecto mareal. Para esto es necesario evaluar la sensibilidad de los índices de vegetación (IV) en detectar la extensión del manglar dada la variabilidad mareal (Wang et al., 2019).

Los IV son utilizados frecuentemente para el monitoreo de manglares (Tran et al., 2022). Sin embargo, muchos IV tradicionales (como el NDVI, SAVI, SR, por sus siglas en inglés) son poco eficientes para determinar las variaciones de la reflectancia de los manglares frente a otro tipo de vegetación (Gupta et al., 2018; Winarso et al., 2014). Es necesario utilizar IV específicos para el seguimiento de manglares (Jia et al., 2019). Algunos autores han propuesto IV específicos para la identificación de manglares basados en imágenes de satélite, tal es el caso de Gupta et al. (2018), quienes propusieron el índice combinado de reconocimiento de manglares (CMRI, por sus siglas en inglés), cuyos parámetros se basaron en la resta del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y el índice de diferencia de agua normalizado (NDWI, por sus siglas en inglés), derivados de imágenes Landsat-8 y aplicado en los bosques de manglar de Bhitarkanika, India. Los resultados demostraron que el CMRI alcanzó hasta 73.43% en la exactitud discriminando manglares frente a otros índices tradicionales.

Por otro lado, Shi et al. (2016) desarrollaron el índice de diferencia normalizada de los manglares (NDMI, por sus siglas en inglés), el cual relacionó las bandas del Infrarrojo de onda corta (SWIR 2, por sus siglas en inglés) y la banda del verde, derivadas de imágenes Landsat-8. El NDMI fue aplicado en manglares de la Reserva Natural Nacional de Beilunhekou, China, y obtuvo una exactitud global superior a 80% en la identificación de manglares. Así mismo, Baloloy et al. (2020) propusieron el Índice de Vegetación de Manglares (MVI, por sus siglas en inglés) que tiene por objetivo mapear con precisión los manglares usando imágenes de satélite; en este caso, utilizaron tres bandas de Sentinel-2, la verde (Green), el infrarrojo cercano (NIR, por sus siglas en inglés) e infrarrojo de onda



corta (SWIR). Este índice fue usado para identificar manglares en Filipinas y Japón, obteniendo exactitudes globales de 92%. Por otro lado, Diniz et al. (2019) desarrollaron el índice modular de reconocimiento de manglares (MMRI, por sus siglas en inglés) que fue diseñado para identificar manglares en seis sitios de la costa brasilera; este IV relaciona el índice de agua de diferencia normalizada modificado (MNDWI, por sus siglas en inglés) y el NDVI derivado de imágenes Landsat, consiguiendo un asertividad de 0.82 en el índice de Kappa.

Por su parte, Wang et al. (2018) propusieron el índice de discriminación de manglares 1 y 2 (MDI1 y MDI2, por sus siglas en inglés), estos IV utilizan las bandas del NIR, SWIR 1 y SWIR 2 y fueron derivados de imágenes Landsat, Sentinel-2 y Pléiades. Estos fueron ensayados en la Reserva Natural Nacional Dongzhaigang (China) y obtuvieron exactitudes superiores a 90% en la identificación de manglares. Finalmente, Winarso y Purwanto (2014), plantearon el índice de manglares (MI, por sus siglas en inglés), obtenido a partir del NIR y el SWIR de imágenes Landsat-8 en los manglares del Segara Anakan en Indonesia. Estos antecedentes reflejan cómo la mayoría de los IV están desarrollados y aplicados en diferentes zonas de estudio, pero más direccionados hacia los manglares asiáticos. Sin embargo, se desconoce su aplicabilidad en la detección de los manglares como los del Pacífico colombiano y de forma más específica su variabilidad durante periodos de pleamar y bajamar. Por otro lado, para el monitoreo de los manglares basados en imágenes Sentinel-2, se ha desarrollado un producto mundial denominado *WorldCover* cuyo objetivo es el de producir cartografía temática de coberturas terrestres, incluyendo los manglares, a una resolución de 10 m desde el año 2020 utilizando técnicas avanzadas de teledetección y con una exactitud del 75% (Zanaga et al., 2021). Este producto es utilizado a para llevar a cabo estudios sobre el manglar (Li et al., 2022). No obstante, estos productos no han sido comparados entre sí para discriminar manglares. Los resultados de esta investigación se reflejan como antecedente en el estudio de IV y su rendimiento para el monito-

reo rápido de la extensión de manglar en dos sitios el Pacífico colombiano bajo diferentes condiciones mareales.

OBJETIVOS

Comparar siete IV específicos para manglares en dos sitios con bosques de manglar del Pacífico colombiano basados en imágenes Sentinel-2, así como determinar su concordancia espacial usando el *WorldCover* para el año 2020 de la Agencia Espacial Europea (ESA, por sus siglas en inglés).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se seleccionaron dos sitios donde se localizan manglares en el Pacífico colombiano con diferentes condiciones ambientales (Fig. 1). El primer sitio (A) se ubicó al norte, en el departamento del Chocó, municipio de Bahía Solano, en el sector conocido como bahía de Cupica (6°42'40.86" N, 77°26'46.83" W). Esta zona del Chocó se caracteriza por presentar una precipitación media anual de 5000 mm y una temperatura promedio de 26.3 °C (Pierini y Rodríguez-Leguizamón, 2014). El segundo sitio (B) se ubicó al extremo sur en el departamento de Nariño, municipio de San Andrés de Tumaco, en el sector de Candelillas de la Mar (1°27'19.52" N, 78°49'43.12" W). Esta zona presenta precipitaciones promedio anuales de alrededor de 2300 mm y temperaturas promedio de 25.7 °C (Centro de Control de Contaminación del Pacífico [CCCCP], 2002).

Las mareas del Pacífico colombiano se caracterizan por presentar un régimen mesomareal semidiurno con cambios en la marea cada seis horas entre pleamar y bajamar. Los bosques en esta región están conformados principalmente por ocho especies forestales, *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Rhizophora racemosa* (mangle pava o caballero), *Rhizophora harrisonii* (mangle injerto), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Conocarpus erectus* (mangle zaragoza), *Pelliciera rhizophorae* (mangle piñuelo) y *Mora oleifera* (mangle nato), esta última en condición de vulnerabilidad (Invemar, 2022).

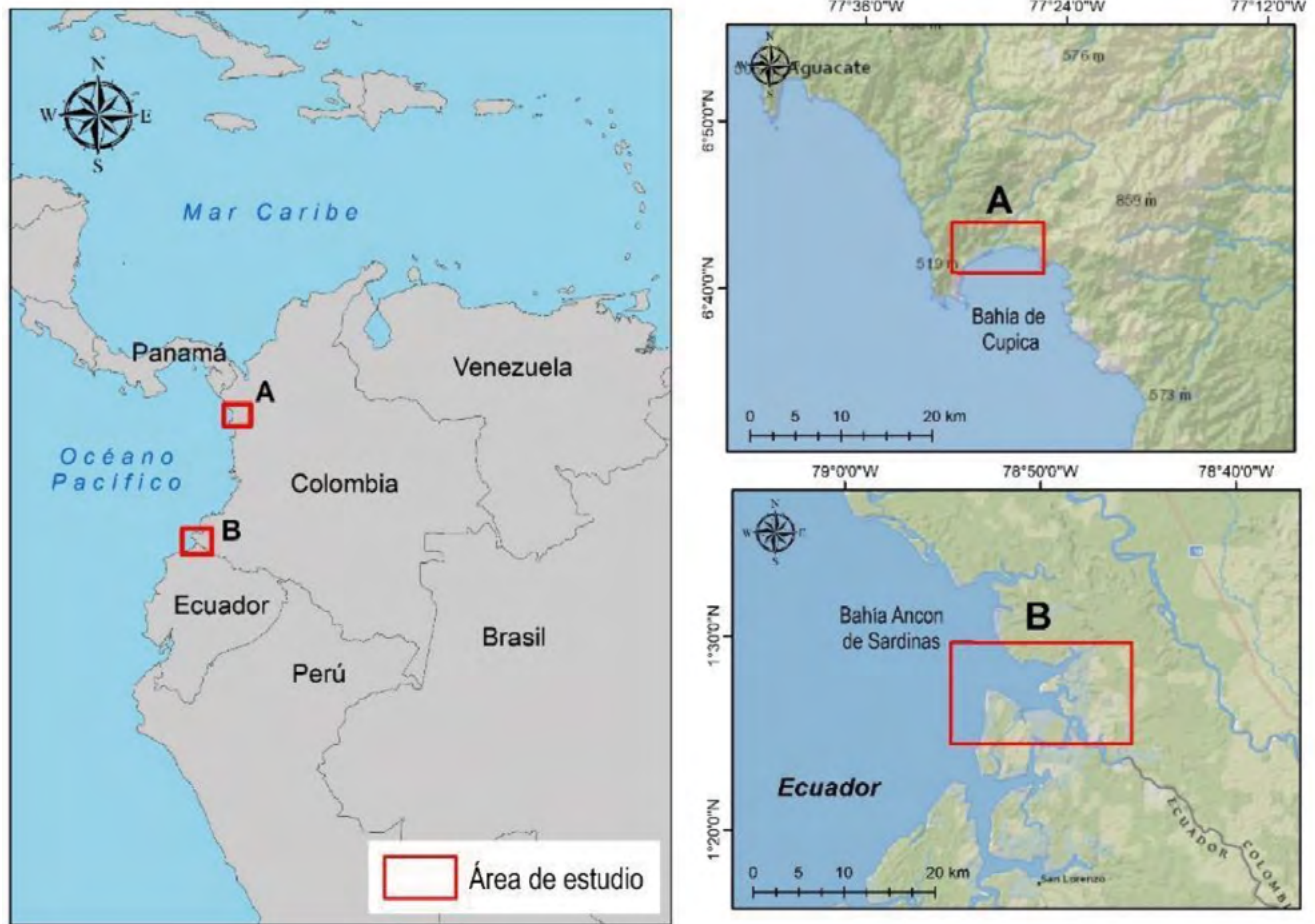


FIGURA 1. Localización del área de estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Obtención de datos

Las imágenes Sentinel-2 (Tabla 1) fueron descargadas del sitio oficial de Copernicus (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>) a un nivel de procesamiento 1C (reflectancia ToA); las unidades físicas de los niveles digitales (ND) fueron convertidas a reflectancia de superficie (reflectancia BOA). Las imágenes fueron seleccionadas de acuerdo con criterios de que no presentaran gran nubosidad en los sitios de interés y por el contexto de intervención de los manglares. Adicionalmente, se comprobó el estado mareal de las imágenes con la hora de captura en el metadato y los registros de los mareógrafos ubicados en el Pacífico colombiano a través de la Red de Medición de Parámetros Oceanográficos y de Meteorología Marina (RedM-POMM) (Dirección General Marítima [Dimar], 2021).

Procesamiento

Los ajustes radiométricos a las imágenes Sentinel-2 se realizaron usando el software SNAP 8.0 (European Space Agency [ESA], 2021); los píxeles de las bandas con una resolución espacial mayor fueron remuestreados a resolución de 10 metros. Así mismo, se usaron técnicas de interpretación visual para la identificación del manglar y la determinación de la firma espectral promedio; las fórmulas matemáticas de cada IV se aplicaron para las imágenes en cada estado mareal; los puntos para la identificación de manglar/no manglar fueron seleccionados con apoyo del *WorldCover* de la ESA elaborado para el 2020 (Zanaga et al. 2021) (Fig. 2). Adicionalmente, se usó el software ArcGIS 10.6 (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2016) para facilitar el análisis de los datos, el análisis estadístico y la representación visual.



TABLA 1. Características técnicas de los productos Sentinel-2 utilizados.

Atributo	Chocó		Nariño	
ID	S2A_MSILIC_20200211T153611_N0209_R068_T17NRH_20200211T185927	S2B_MSILIC_20200216T153619_N0209_R068_T18NTN_20200216T190131	S2A_MSILIC_20191213T153611_N0208_R068_T17NQB_20191213T185829	S2B_MSILIC_20180805T153619_N0206_R068_T17NQB_20180805T205024
Fecha	11/02/2020	16/02/2020	13/12/2019	05/08/2018
Granulo	T17NRH	18NTN	T17NQB	T17NQB
Nubes (%)	2.57%	31.01%	21.86%	5.58%
Ángulo solar	33.15°	31.67°	32.21°	28.68°
Estado mareal	Bajamar	Pleamar	Bajamar	Pleamar
Órbita	Descendente			
Proyección	UTM 17N			

Fuente: elaboración propia con base en los metadatos de los productos.

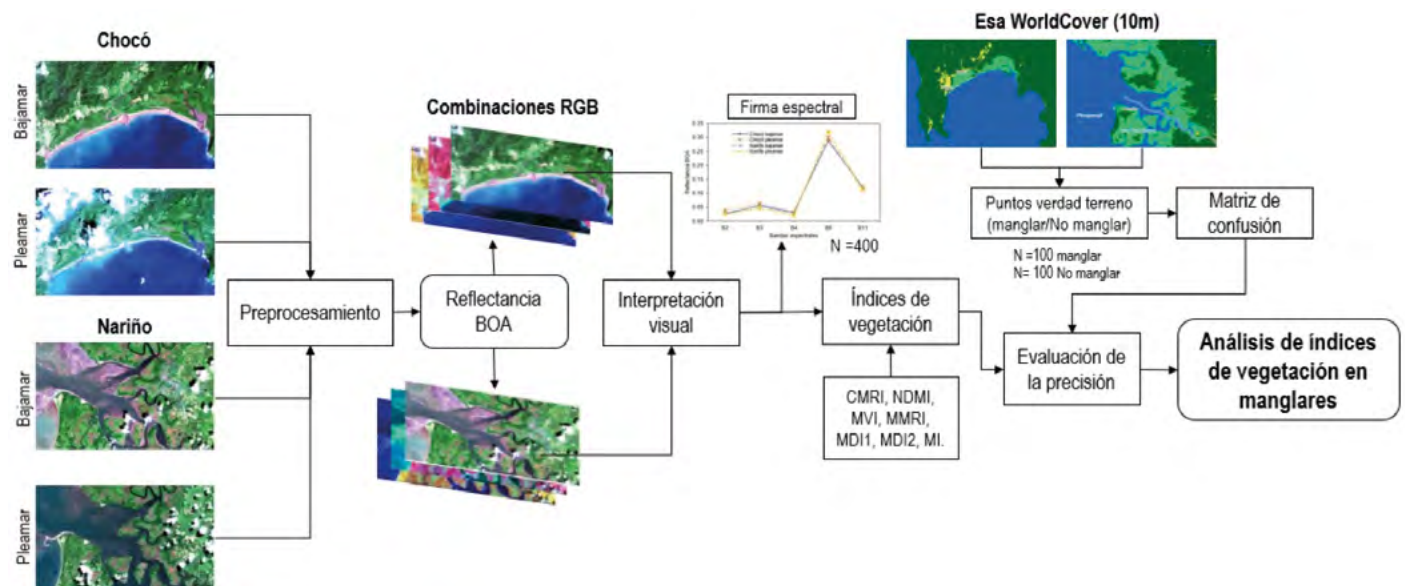


FIGURA 2. Flujograma para el análisis de IV en manglares colombianos.

Fuente: elaboración propia.

Interpretación Visual

Se realizó una interpretación visual donde se identificaron los manglares de las zonas de estudio utilizando los criterios pictórico-morfológicos (forma, tamaño, tono, patrón, textura, etc.) descritos por Melo y Camacho (2005). Como apoyo en la interpretación visual y para detallar el comportamiento espectral de los manglares, se realizaron tres combinaciones espectrales RGB: color natural (4, 3, 2), color infrarrojo (8, 4, 3) y falso color (8, 11, 2). Estas combinaciones se emplearon para realizar características espectrales de los manglares y tener más criterios en la identificación de la cobertura en las zonas de estudio (Perea-Ardila et al., 2021). Adicionalmente, se determinó la firma espectral del manglar en los dos sitios a través del

valor de la reflectancia superficial promedio con una muestra de 100 puntos para cada imagen, según el estado mareal (N = 400); esto con el fin de comprobar si existían diferencias espectrales entre los estados mareales.

Índices de vegetación

Se calcularon siete IV específicos para identificar manglares en diferentes partes del mundo (Tabla 2) con la característica de utilizar las bandas del verde, infrarrojas y SWIR. Particularmente, el CMRI y el MMRI utilizan otros índices de apoyo como el NDVI, NDWI y el MNDWI, que fueron determinados en procesos intermedios para derivar los resultados conforme las especificaciones establecidas para cada uno. A partir de una muestra

Tabla 2. Índices de vegetación para la identificación de manglares.

<i>Índice</i>	<i>Ecuación</i>	<i>Rango</i>	<i>Localización</i>	<i>Satélite</i>	<i>Fuente</i>
Combined Mangrove Recognition Index (CMRI)*	$NDVI - NDWI$	NA	India	Landsat-8 OLI	Gupta et al. (2018)
Normalized Difference Mangrove Index (NDMI)*	$\frac{SWIR2 - Green}{SWIR2 + Green}$	-1, 1	China	Landsat-8 OLI	Shi et al. (2016).
Mangrove Vegetation Index (MVI)	$\frac{NIR - Green}{SWIR1 - Green}$	0, 20	Filipinas, Japón, Brasil, Tanzania y Australia	Sentinel-2	Baloloy et al. (2020).
Modular Mangrove Recognition Index (MMRI)*	$\frac{MNDWI - NDVI}{MNDWI + NDVI}$	-1, 1	Brasil	Landsat-8 OLI	Diniz et al. (2019).
Mangrove Discrimination Index-MDI1	$\frac{NIR - SWIR1}{SWIR1}$	NA	China	Sentinel-2, Landsat 8 OLI y Pleiades-1	Wang et al. (2018).
Mangrove Discrimination Index-MDI2	$\frac{NIR - SWIR2}{SWIR2}$	NA	China	Sentinel-2	Wang et al. (2018).
Mangrove Index - MI*	$\left(\frac{NIR - SWIR}{NIR \times SWIR}\right) / 10\ 000$	-1, 1	Indonesia	Landsat-8 OLI	Winarso & Purwanto (2014).

* usado originalmente en imágenes Landsat, se adapta a los parámetros de Sentinel-2. Fuente: elaboración propia.



de 100 puntos, se extrajeron las estadísticas descriptivas para cada IV correspondiente al manglar y se determinaron los umbrales para la cobertura de dicho ecosistema a través del promedio de cada IV y la desviación estándar (σ); adicionalmente, se calculó el área del manglar resultado de cada IV.

Evaluación de la precisión

Con la ayuda del conjunto de datos *World Cover* a 10 metros de resolución del año 2020 (Zanaga et al., 2021), se identificaron dos categorías: 1) manglar, que es toda la vegetación asociada a este tipo de bosques y clasificada por el conjunto de datos como manglares, y 2) no manglar, que es toda la vegetación de la periferia y áreas circundantes clasificada como cobertura arbórea, matorrales o pastizales. Se procedió a crear nuevos puntos de validación por sitio para ambas categorías (100 para manglares y 100 para no manglares, según su estado mareal) teniendo en cuenta lo recomendado por Congalton (1991) para la validación y cantidad de puntos a emplear. La precisión de los índices se calculó mediante una matriz de confusión, generando los estadísticos para la precisión de productor (Pp), la precisión del usuario (Pu) y la precisión global (Pg). Adicionalmente, se determinó el índice de Kappa (Landis y Koch, 1977) y se determinó su concordancia con base en el valor del Kappa según los rangos descritos en la tabla 3.

TABLA 3. Rango de concordancia para el índice Kappa.

Valor Kappa	Concordancia
0	Nula
0.01-0.20	Leve
0.21-0.40	Aceptable
0.41-0.60	Moderada
0.61-0.80	Considerable
0.81-1.0	Casi perfecta

RESULTADOS

Interpretación visual

La captura de las imágenes coincidió con los estados mareales, la captura de las imágenes se dio entre las 9 h 00 y las 10 h 00 en las áreas de estudio. Para la imagen del Chocó, se observó que el manglar se localiza sobre la bahía y se pudo observar gran cantidad de mangle con una estructura continua. En la combinación de color natural, el manglar presentó tonos verdes oscuro y una textura gruesa, pero con dificultad para la distinción con otro tipo de vegetación. La combinación de color infrarrojo permitió identificar el manglar en tonos de rojo más oscuro y una textura gruesa distinguible de otras coberturas en la imagen de bajamar. La imagen en pleamar tiende a un patrón similar. Por otro lado, la combinación de falso color permitió distinguir el manglar claramente en tonos de marrón oscuro debido a los altos contenidos de humedad de la vegetación, la textura es gruesa y presentó un patrón distinguible. Sin embargo, el manglar se distinguió mejor en la imagen de bajamar (Fig. 3a).

Para la imagen de Nariño, el manglar se localizó sobre el delta del río Mataje; se observó intervención por acción antrópica, principalmente con cultivos asociados a la palma. En la combinación de color natural, el manglar presentó parches en tonos verde oscuro sobre los bordes costeros y una textura gruesa que permitió la diferenciación con otro tipo de vegetación en ambos estados mareales. Asimismo, la combinación de color infrarrojo permitió detectar los manglares a través de tonos rojo oscuro; las actividades antrópicas se tornaron en un tono rojo más claro con una textura fina y se observó un patrón que denota surcos de actividades agropecuarias.

De igual manera, la combinación de falso color permitió distinguir el manglar en tonos de marrón oscuros con un alto contenido de humedad y con una textura gruesa distinguible de otro tipo de vegetación (Fig. 3b). Particularmente, se puede ver otro tipo de cobertura asociada al manglar en un tono verdoso; la separación del

manglar se dio mejor en la imagen de bajamar. La imagen del Chocó no presentó diferencias significativas sobre la misma banda, registrando una reflectancia de 0.25 para ambos estados mareales (Fig. 4). Los valores registrados

para la banda 8 (infrarrojo) en Nariño fueron 0.23 y 0.25 para bajamar y pleamar respectivamente; registrando una diferencia de 0.02 en el valor final.

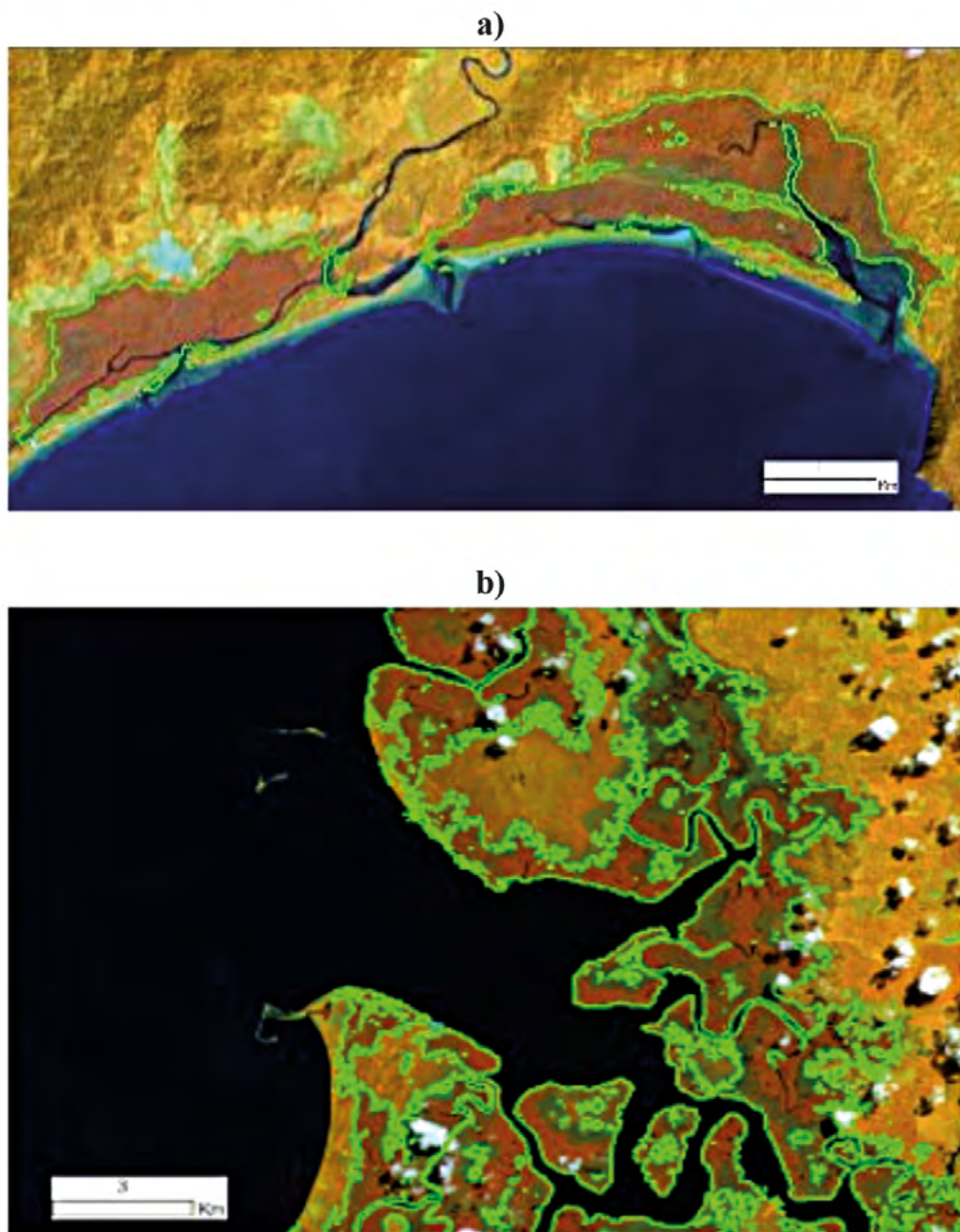


FIGURA 3. Ejemplo de combinaciones espectrales para la identificación de mangle en imágenes Sentinel-2. Combinación 8,11,2 de falso color en (a) Chocó y (b) Nariño; en verde se observa el polígono de mangle. Fuente: elaboración propia.

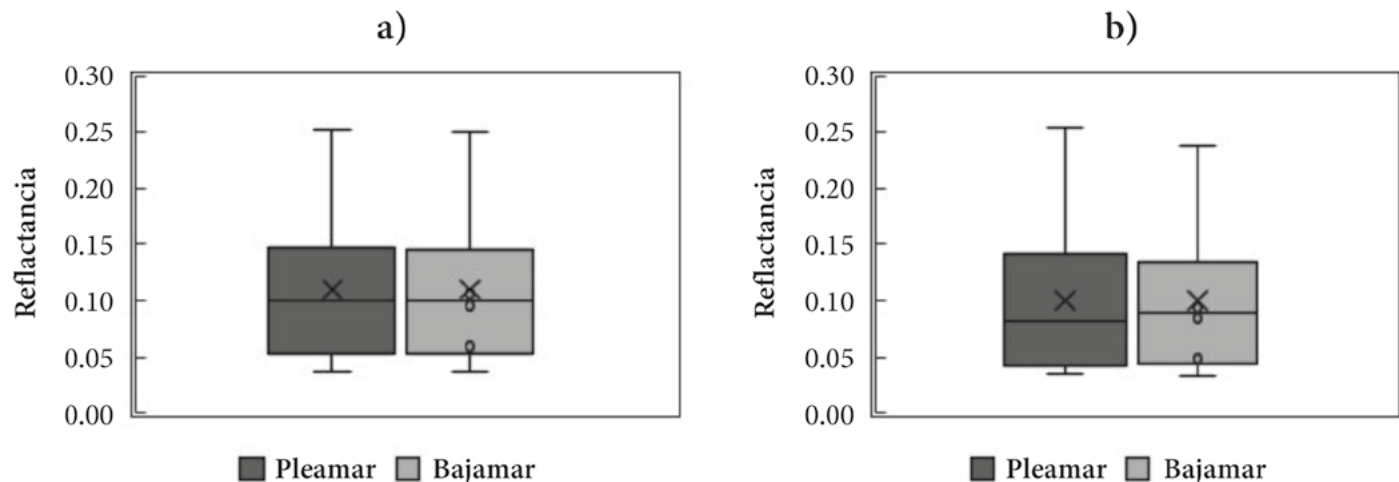


FIGURA 4. Firma espectral promedio de los manglares de Nariño y del Chocó en los diferentes estados mareales, a) Chocó y b) Nariño.

Fuente: elaboración propia.

Índices de vegetación

Se determinaron las estadísticas descriptivas para cada uno de los índices identificando las variaciones con base en su estado mareal (Tabla 4). Particularmente, el NDMI contempló valores promedio negativos para Chocó y Nariño de -0.44 y -0.45 en bajamar, respectivamente. A su vez, para el estado de pleamar, para Chocó y Nariño se obtuvieron valores de -0.44 y -0.41 respectivamente.

Evaluación de la precisión

Se determinó la concordancia espacial de los IV para ambas áreas de estudio (Tabla 5). El NDMI en Chocó durante la bajamar alcanzó valores de Pp de 97.4% y una Pg de 86%, consiguiendo una concordancia considerable. Por otro lado, para el MMRI los valores de Pp y Pg fueron de 90.7% y 85% respectivamente, alcanzando una concordancia considerable. Para este mismo estado mareal, el menor Kappa fue para el MDI1 y MDI2 con una concordancia leve.

Para el estado mareal de pleamar en Chocó, el MMRI alcanzó una Pp de 92.2% y un Pg de 77%, siendo el único IV en obtener una concordancia moderada. Por otro lado,

para los manglares de Nariño en bajamar, el NDMI logró un Pp de 97.7% y un Pg de 77% con una concordancia moderada; sin embargo, el MMRI y el MDI2 alcanzaron una Pp de 97.6% y 94.7% respectivamente. En la tabla 6 se pueden observar los resultados para cada IV en Chocó; en bajamar se obtuvieron los mejores resultados visuales para el NDMI y el MMRI, con muy pocos polígonos erróneos clasificados como manglar. Por otro lado, en pleamar el NDMI, MVI, MMRI, MDI1, MDI2 delimitan el manglar, pero aumentan los polígonos sobreestimados de mangle.

En la tabla 7 se pueden observar los resultados obtenidos para cada IV para el Nariño; el NDMI y MMRI obtuvieron los mejores resultados visuales en bajamar, se pudo identificar el manglar y separar del área aledaña con intervención antrópica. Asimismo, el MDI2 logró un buen rendimiento, sin embargo, clasificó algunos polígonos erróneos que se encontraban en agua. Para el estado mareal de pleamar, el NDMI y MMRI obtuvieron los mejores resultados visuales minimizando en su mayoría polígonos erróneos.

TABLA 4. Estadísticas descriptivas de los índices de vegetación en estado mareal.

<i>Índice</i>	<i>Estadístico</i>	<i>Chocó Bajamar</i>	<i>Chocó Pleamar</i>	<i>Nariño Bajamar</i>	<i>Nariño Pleamar</i>
CMRI	Min	0.81	0.81	0.65	0.42
	Max	1.23	1.26	1.36	1.45
	Med	1.07	1.07	1.12	1.21
	Std	0.08	0.08	0.16	0.20
NDMI	Min	-0.53	-0.55	-0.67	-0.61
	Max	-0.18	-0.18	-0.04	0.07
	Med	-0.44	-0.44	-0.45	-0.41
	Std	0.05	0.06	0.10	0.11
MVI	Min	2.57	2.47	0.07	1.05
	Max	34.93	36.05	36.50	21.82
	Med	14.06	13.09	12.76	8.24
	Std	6.81	7.15	7.36	3.78
MMRI	Min	-0.97	-0.96	-0.98	-0.98
	Max	-0.39	-0.37	-0.21	-0.04
	Med	-0.80	-0.77	-0.76	-0.67
	Std	0.10	0.21	0.14	0.14
MDI1	Min	0.71	0.60	0.13	0.02
	Max	1.80	1.79	2.14	2.38
	Med	1.30	1.28	1.40	1.48
	Std	0.24	0.24	0.49	0.54
MDI2	Min	3.49	3.13	1.52	0.32
	Max	7.96	8.17	10.44	12.28
	Med	5.84	5.88	6.70	7.23
	Std	1.05	1.06	2.27	2.67
MI	Min	0.17	0.17	0.12	0.12
	Max	0.31	0.32	0.33	0.35
	Med	0.25	0.25	0.24	0.25
	Std	0.02	0.03	0.05	0.05

Min = mínimo, Max = máximo, Med = promedio y Std = desviación estándar. Fuente: elaboración propia.

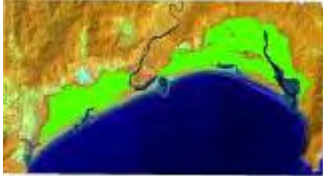
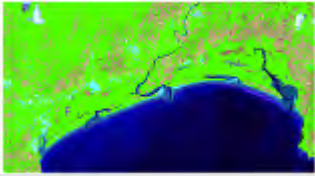
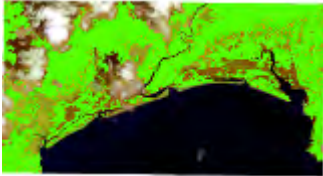
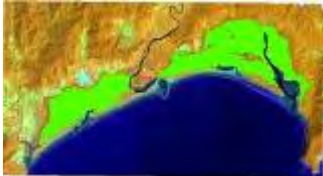

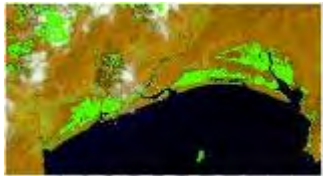
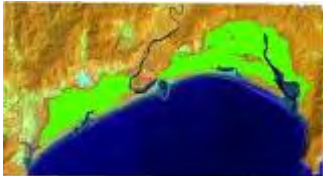

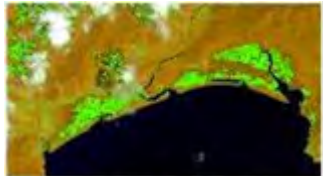


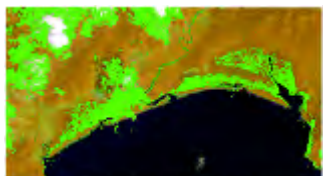
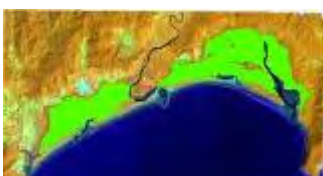

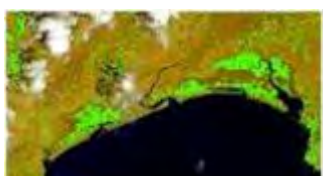
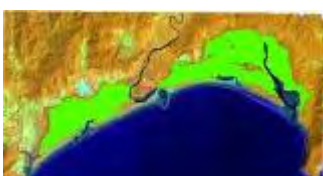
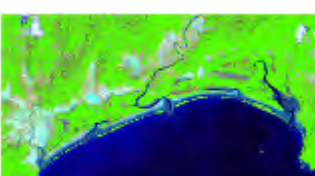
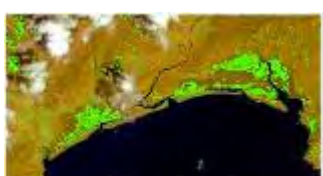
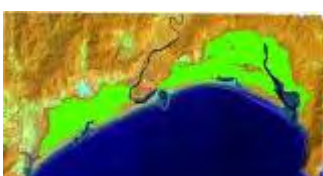
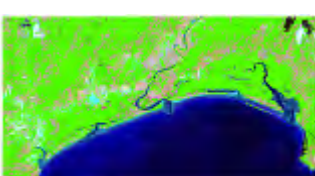
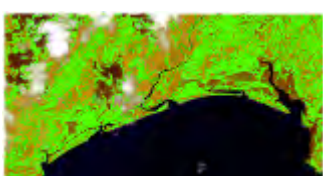


TABLA 5. Matriz de confusión de los índices de manglares según el estado mareal.

<i>Chocó bajamar</i>							
Índice	CMRI	NDMI	MVI	MMRI	MDI1	MDI2	MI
Pp(%)	64.3	97.4	75.5	90.7	56.3	55.5	76.9
Pu(%)	81.0	74.0	74.0	78.0	71.0	61.0	80.0
Pg(%)	68.0	86.0	75.0	85.0	58.0	56.0	78.0
Kappa	0.36	0.72	0.5	0.70	0.16	0.12	0.56
Concordancia	Aceptable	Considerable	Moderada	Considerable	Leve	Leve	Moderada
<i>Chocó pleamar</i>							
Índice	CMRI	NDMI	MVI	MMRI	MDI1	MDI2	MI
Pp(%)	44.5	46.0	39.0	92.2	97.3	97.4	62.5
Pu(%)	49.0	46.0	39.0	59.0	36.0	38.0	40.0
Pg(%)	44.0	46.0	39.0	77.0	67.5	68.5	58.0
Kappa	-0.12	-0.08	-0.22	0.54	0.35	0.37	0.16
Concordancia	Nula	Nula	Nula	Moderada	Aceptable	Aceptable	Leve
<i>Nariño bajamar</i>							
Índice	CMRI	NDMI	MVI	MMRI	MDI1	MDI2	MI
Pp(%)	41.1	97.7	80.9	97.6	89.8	94.7	53.1
Pu(%)	37.0	42.0	38.0	40.0	44.0	36.0	34.0
Pg(%)	42.0	70.5	64.5	69.5	69.5	67.0	52.0
Kappa	-0.16	0.41	0.29	0.39	0.39	0.34	0.04
Concordancia	Nula	Moderada	Aceptable	Aceptable	Aceptable	Aceptable	Leve
<i>Nariño pleamar</i>							
Índice	CMRI	NDMI	MVI	MMRI	MDI1	MDI2	MI
Pp(%)	40.9	100	22.2	96.4	100	100	63.3
Pu(%)	9.0	21.0	6.0	27.0	19.0	16.0	19.0
Pg(%)	48.0	60.5	42.0	63.0	59.5	58.0	54.0
Kappa	-0.04	0.21	-0.15	0.26	0.19	0.16	0.08
Concordancia	Nula	Aceptable	Nula	Aceptable	Leve	Leve	Leve

Pp = precisión de productor, Pu = precisión del usuario, Pg = precisión global y Kappa = valor Kappa. Fuente: elaboración propia.

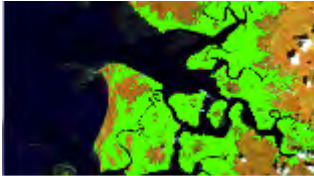
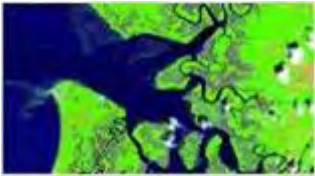

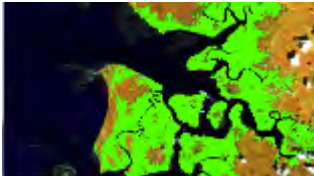
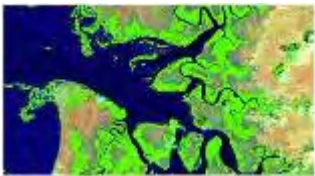

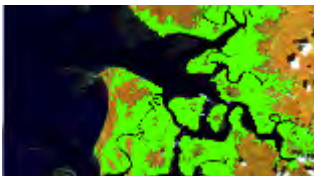
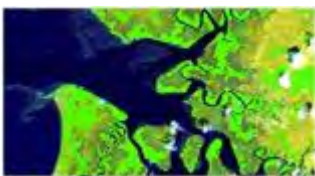
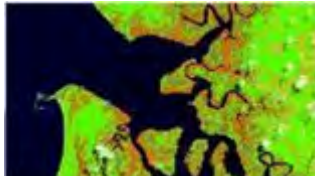
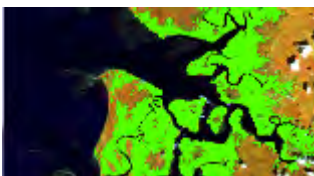
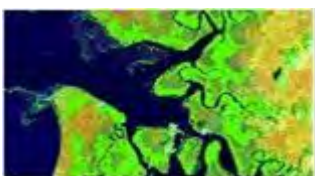
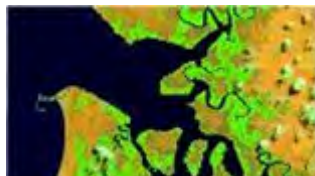
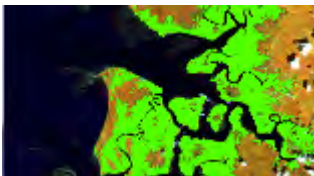


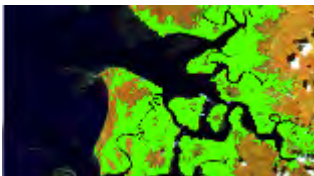
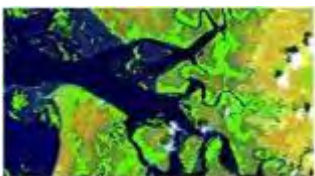

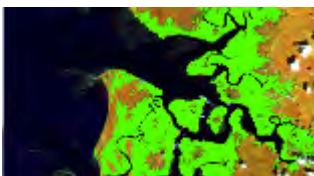
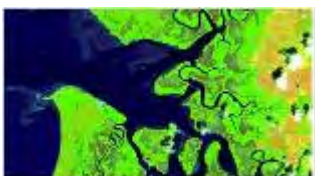
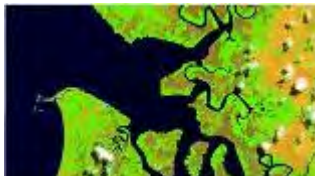
TABLA 6. Aspecto visual de cada índice de vegetación en Chocó para cada estado mareal.

Índice	Referencia ESA WorldCover	Chocó Bajamar	Chocó Pleamar
CMRI			
NDMI			
MVI			
MMRI			
MDI1			
MDI2			
MI			

Los polígonos identificados como manglar se observan en color verde. Fuente: elaboración propia.



TABLA 7. Aspecto visual de cada índice de vegetación en Nariño para cada estado mareal.

Índice	Referencia ESA WorldCover	Nariño Bajamar	Nariño Pleamar
CMRI			
NDMI			
MVI			
MMRI			
MDII			
MDI2			
MI			

Los polígonos identificados como manglar se observan en color verde. Fuente: elaboración propia.

En la figura 5 se presenta el área calculada para cada conjunto de datos como complemento a la visualización del paso anterior; se observó que, para la imagen del Chocó, en bajamar los índices NDMI, MVI y el MMRI subestimaron el área de los manglares con respecto al conjunto de datos del *WorldCover* en 24.34%, 37.30% y 27.37%; por otro lado, en pleamar el MDI1 sobreestimó

el área de los manglares en 134.22%. En el caso de la imagen del Nariño, en bajamar el CMRI, NDMI, MVI y MMRI subestimaron el área de los manglares en 16.69%, 26.62%, 52.08%, 40.68 y 7.35%, respectivamente, mientras que, en pleamar el MDI2 sobreestimó el área del manglar en 51.72%.

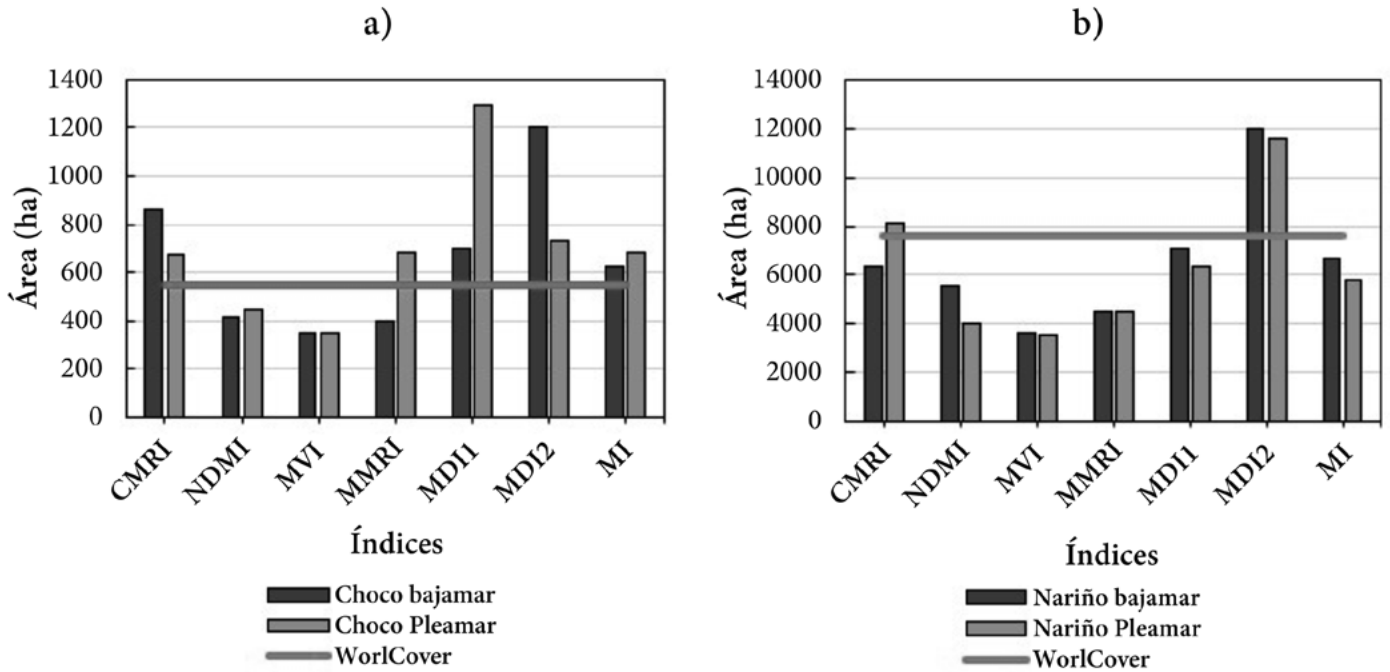


FIGURA 5. Comparación de las áreas de manglares derivadas de los índices de vegetación en a) Chocó y b) Nariño.

Fuente: elaboración propia.

DISCUSIÓN

El uso de las imágenes Sentinel-2 y sus características espectrales y del tamaño del píxel de 10 m ofrecen ventajas para el estudio eficiente de los manglares (Chen, 2020; Zhang et al., 2022). Las combinaciones de bandas utilizadas resaltaron las propiedades espectrales de las coberturas, en especial, la combinación de infrarrojo color fue la mejor representación visual para la identificación de los manglares coincidiendo con lo observado por Perea-Ardila et al. (2021). De igual modo, el uso de datos mareales de estaciones en campo (mareógrafos) permiten la identifica-

ción del estado mareal de cada imagen y registrar la condición al momento de la captura de la imagen.

En este estudio, se analizó la firma espectral de los manglares para cada estado mareal en una reflectancia promedio para la banda 8 (infrarrojo) entre 0.23 y 0.25, medición que está aproximadamente 20% por debajo del intervalo mencionado por Baloloy et al. (2020), para manglares asiáticos, y 16% por debajo del que señalan Shi et al. (2016) y Tran et al. (2022), en el caso de los manglares de China y Vietnam. Sin embargo, algunos estudios respaldan la teoría de que los cambios en el estado de la marea al



momento de la captura de las imágenes en los manglares podrían afectar la firma espectral (Xia et al., 2018).

En este estudio, la variación espectral fue mínima entre las imágenes en bajamar y en pleamar (diferencia 0.02), lo que representa un hallazgo dentro del estudio. Incorporar esta variable dentro de los análisis determina, en gran medida, la influencia de este fenómeno sobre las firmas espectrales de los manglares (Younes-Cárdenas et al., 2017). Se debe tener en cuenta que la captura de las imágenes se da entre las 09 h 00 y las 10 h 00, esta hora es independiente a las condiciones mareales que en el Pacífico colombiano, corresponden a ciclos de seis horas (entre bajamar y pleamar) y pueden verse influenciadas por factores astronómicos (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [Ideam], 2019).

Los valores calculados para cada uno de los IV presentaron una descripción cuantitativa de sus respectivos umbrales en manglares colombianos bajo diferentes condiciones mareales, ya que varios de estos IV han sido analizados con diferentes sensores, imágenes de una sola marea y aplicados en manglares a escala local (Xia et al., 2022). Autores como Neri et al. (2021) usaron umbrales de IV para identificar manglares y separarlos de otras coberturas, esto permitiría comparar la variabilidad de los valores de manglares en diferentes regiones, así como la capacidad que tienen los IV para detectar las variaciones espectrales influenciadas por acción de las mareas en condiciones locales (Tran et al., 2022).

Dentro del análisis de precisión, se determinó que NDMI y MMRI obtuvieron las mejores concordancias para la identificación de manglares en el Chocó durante la bajamar. Esto podría deberse al uso de la banda SWIR y el MNDWI, respectivamente, pues son muy sensibles al efecto de la humedad de la vegetación y realzan en contraste de los manglares (Sahadevan et al., 2021). Se podría considerar que en pleamar el manglar se encuentra más afectado por el agua y la humedad, lo que minimiza posiblemente su distinción espectral respecto a otras coberturas. Es necesario investigar más sobre este tema usando imágenes de mejor resolución espacial y espectral. Asimismo, el estudio realizado por Baloloy et al. (2020) estimó los mejores resul-

tados en la identificación de manglares en bajamar en contraste con las estimaciones en pleamar, lo que podría ser un punto de partida para estudios más detallados en esta temática. Por otro lado, al comparar los IV para ambas zonas, se observó que índices como el NDMI, MVI y MMRI subestimaron el área de los manglares con respecto al conjunto de datos de *WorldCover*, que fue obtenido por medio de técnicas de clasificación supervisada (Zanaga et al., 2021).

Cada IV tiene sus propias características que podrían condicionar su uso bajo diferentes factores como la densidad del manglar, los umbrales de definición o las condiciones mareales (Baloloy et al., 2020; Neri et al., 2021). Por ejemplo, Tran et al. (2022) sugirieron que la aplicación de los IV en estudios prospectivos de los manglares debería ir acompañada del conocimiento de las condiciones locales y posibles factores que influyen en su rendimiento, lo que permitiría priorizar su uso, para derivar el mapeo más preciso y combinarlo con técnicas de análisis más especializadas. A pesar de que algunos IV fueron aplicados mayormente en imágenes Landsat, en este ejercicio se comprobó la adaptación de los parámetros para su uso con las imágenes del Sentinel-2. En este contexto, los estudios realizados por Moxon (2021) y Murillo-Sandoval et al. (2022) demostraron la utilidad de incorporar IV específicos de manglares para mejorar la identificación en Colombia, así como el uso de técnicas de teledetección avanzada para su monitoreo.

El uso de estos IV específicos permitiría mejorar el monitoreo de los manglares y las nuevas versiones de conjuntos de datos geoespaciales mundiales de coberturas vegetales, debido a las características espectrales propias del manglar y como una alternativa a los IV tradicionales (Baloloy et al., 2020; Shi et al., 2016). Futuros análisis prácticos para el mapeo de la extensión de manglar deben considerar la extracción de información desde algoritmos de clasificación, a partir de la combinación de diversos umbrales con diferentes métricas, un concepto denominado interpretabilidad (Zhao et al., 2023). Lo anterior permitiría extraer información para optimizar el proceso de clasificación, al ser una herramienta útil en la cartografía de manglares.



- Remote Sensing*, 8(9), 1-8. <https://doi.org/10.3390/rs8090783>
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Gupta, K., Mukhopadhyay, A., Giri, S., Chanda, A., Datta Majumdar, S., Samanta, S., Mitra, D., Samal, R. N., Pattnaik, A. K., & Hazra, S. (2018). An index for discrimination of mangroves from non-mangroves using Landsat 8 OLI imagery. *MethodsX*, 5, 1129-1139. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.09.011>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [Ideam] (2019). *Pronóstico de pleamares y bajamares en la costa pacífica colombiana año 2019*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. <http://www.ideam.gov.co/documents/21021/137239/CARTILLA+PACIFICO+2019.pdf/cfedfde1-171e-4b31-aa92-c7cad3ae444b?version=1.1>
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras [Invemar] (2022). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2021*. http://www.invemar.org.co/documents/235216/0/IER-2021_Vr-Final_Baja.pdf/d1fca8a4-4950-41ac-9d9e-10607a8acdd5
- Jia, M., Wang, Z., Wang, C., Mao, D., & Zhang, Y. (2019). A new vegetation index to detect periodically submerged mangrove forest using single-tide sentinel-2 imagery. *Remote Sensing*, 11, 1-17. <https://doi.org/10.3390/rs11172043>
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T. V., & Dech, S. (2011). Remote sensing of mangrove ecosystems: A review. *Remote Sensing*, 3(5), 878-928. <https://doi.org/10.3390/rs3050878>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). Agreement of categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159-174.
- Li, M., Chen, B., Webster, C., Gong, P., & Xu, B. (2022). The land-sea interface mapping: China's coastal land covers at 10 m for 2020. *Science Bulletin*, 67(17), 1750-1754. <https://doi.org/10.1016/j.scib.2022.07.012>
- Melo, L., & Camacho, M. (2005). *Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura y uso de la tierra*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Moxon, S. G. (2021). *Mapping mangrove forests: processing and visualization of multi-sensor earth observation data for the Colombian pacific coast* [Tesis de Maestría, Palacký University Olomouc]. https://theses.cz/id/rbkq6p/Sayana_master_thesis_2021.pdf
- Murillo-Sandoval, P. J., Fatoyinbo, L., & Simard, M. (2022). Mangroves cover change trajectories 1984-2020: The gradual decrease of mangroves in Colombia. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1-14. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.892946>
- Neri, M. P., Baloloy, A. B., & Blanco, A. C. (2021). Limitation assessment and workflow refinement of the mangrove vegetation index (MVI)-based mapping methodology using sentinel-2 imagery. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 46(4/W6), 235-242. <https://doi.org/10.5194/isprs-Archives-XLVI-4-W6-2021-235-2021>
- Perea-Ardila, M. A., Leal-Villamil, J., & Oviedo-Barrero, F. (2021). Caracterización espectral y monitoreo de bosques de manglar con teledetección en el litoral Pacífico colombiano: Bajo Baudó, Chocó. *Revista Ciencias de La Vida, La Granja*, 34(2), 27-44. <http://doi.org/10.17163/lgr.n34.2021.02>
- Pierini, J. O., & Rodríguez-Leguizamón, A. A. (2014). Caracterización oceanográfica de la bahía de Solano. *Boletín Científico CIOH*, 32, 223-256. <https://doi.org/10.26640/22159045.274>
- Sahadevan, A. S., Joseph, C., Gopinath, G., Ramakrishnan, R., & Gupta, P. (2021). Monitoring the rapid changes in mangrove vegetation of coastal urban environment using polynomial trend analysis of temporal satellite data. *Regional Studies in Marine Science*, 46, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101871>
- Shi, T., Liu, J., Hu, Z., Liu, H., Wang, J., & Wu, G. (2016). New spectral metrics for mangrove forest identification. *Remote Sensing Letters*, 7(9), 885-894. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2016.1195935>

- Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N., & Van der Stocken, T. (2019). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, 12(1), 40-45. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0279-1>
- Tran, T. V., Reef, R., & Zhu, X. (2022). A review of spectral indices for mangrove remote sensing. *Remote Sensing*, 14, 1-29. <https://doi.org/10.3390/rs14194868>
- Wang, D., Wan, B., Qiu, P., Su, Y., Guo, Q., Wang, R., Sun, F., & Wu, X. (2018). Evaluating the performance of sentinel-2, landsat 8 and pl é iades-1 in mapping mangrove extent and species. *Remote Sensing*, 10, 1-27. <https://doi.org/rs10091468>
- Wang, L., Jia, M., Yin, D., & Tian, J. (2019). A review of remote sensing for mangrove forests: 1956-2018. *Remote Sensing of Environment*, 231, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111223>
- Winarso, G., Purwanto, A. D., & Yuwono, D. (2014). New Mangrove Index As Degradation/Health Indicator Using Remote Sensing Data: Segara Anakan And Alas Purwo Case Study. *12th Biennial Conference of Pan Ocean Remote Sensing Conference*, 309-316.
- Winarso, G., & Purwanto, A. D. (2014). Evaluation of mangrove damage level based on Landsat 8 image. *International Journal of Remote Sensing and Earth Sciences*, 11(2), 105-116. <https://doi.org/10.30536/j.ijreses.2014.v11.a2608>
- Xia, Q., He, T., Qin, C., & Xing, X. (2022). An improved submerged mangrove recognition index-based method for mapping mangrove forests by removing the disturbance of tidal dynamics and *S. alterniflora*. *Remote Sensing*, 14(13), 1-19. <https://doi.org/10.3390/rs14133112>
- Xia, Q., Qin-Cheng, Z., Li, H., Huang, C., & Zhen Su, F. (2018). Mapping mangrove forests based on multi-tidal high-resolution satellite imagery. *Remote Sensing*, 10, 2-20. <https://doi.org/10.3390/rs10081343>
- Younes-Cárdenas, N., Joyce, K. E., & Maier, S. W. (2017). Monitoring mangrove forests: Are we taking full advantage of technology? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 63, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.07.004>
- Zanaga, D., Van De Kerchove, R., De Keersmaecker, W., Souverijns, N., Brockmann, C., Quast, R., Wevers, J., Grosu, A., Paccini, A., Vergnaud, S., Cartus, O., Santoro, M., Fritz, S., Georgieva, I., Lesiv, M., Carter, S., Herold, M., Li, L., Tsendbazar, N. E., ..., Arino, O. (2021). *ESA WorldCover 10m 2020 v100*. ESA WorldCover project 2020. <https://doi.org/https://doi.org/10.5281/zenodo.5571936>
- Zeng, Y., Friess, D. A., Sarira, T. V., Siman, K., & Koh, L. P. (2021). Global potential and limits of mangrove blue carbon for climate change mitigation. *Current Biology*, 31(8), 1737-1743. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.01.070>
- Zhang, R., Jia, M., Wang, Z., Zhou, Y., Mao, D., Ren, C., Zhao, C., & Liu, X. (2022). Tracking annual dynamics of mangrove forests in mangrove national nature reserves of China based on time series sentinel-2 imagery during 2016-2020. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 112, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.102918>
- Zhao, C., Jia, M., Wang, Z., Mao, D., & Wang, Y. (2023). Identifying mangroves through knowledge extracted from trained random forest models: An interpretable mangrove mapping approach (IMMA). *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 201, 209-225. <https://doi.org/10.1016/j.isprs.2023.05.025>

Manuscrito recibido el 05 de julio de 2023

Aceptado el 14 de noviembre de 2023

Publicado el 20 de junio de 2024

Este documento se debe citar como:

Perea-Ardila, M. A., & Murillo-Sandoval, P. J. (2024). Comparación de índices de vegetación basados en imágenes satelitales para la identificación de bosques de manglar en Colombia. *Madera y Bosques*, 30(4), e3042600. <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3042600>



Madera y Bosques, por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.