

Mapping of the spatial distribution of benthic habitats in the Gulf of Batabanó using Landsat-7 images

Cartografía de la distribución espacial de los hábitats bentónicos en el Golfo de Batabanó utilizando imágenes Landsat-7

S Cerdeira-Estrada^{1*}, S Lorenzo-Sánchez², A Areces-Mallea², C Martínez-Bayón²

¹ Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903, Parques del Pedregal, Tlalpan 14100, México, DF. * E-mail: s.cerdeira@gmail.com

² Instituto de Oceanología, Ave. 1ra. No. 18406, Flores, Playa CP 11600, La Habana, Cuba.

Abstract

The spatial distribution of benthic habitats in the Gulf of Batabanó obtained by remote sensing, using five images from the Landsat-7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) satellite sensor, is reported for the first time. The map covers a total underwater area of 21,305 km² and is presented at the 1:250,000 scale. Five benthic habitats were identified within this area and located using the supervised classification technique: medium- to high-density seagrass, low-density seagrass, sand with scarce vegetation, mud with scarce vegetation, and rock. Seagrass covers 64.85% (13,818 km²) of the total area, while 35.15% (7,487 km²) corresponds to the remaining benthic habitats with or without scarce vegetation. Both the underwater vegetation (seagrass and macro seaweed) and the substratum types were considered. Results were confirmed by *in situ* measurements obtained from three research cruises between 2003 and 2005. This map represents an important characterization of the Cuban platform waters in order to better understand these ecosystems, and can be used in future change detection analyses to monitor the health of benthic habitats in the Gulf of Batabanó.

Key words: benthic habitats, mapping, supervised classification, Gulf of Batabanó, seagrass.

Resumen

Se reporta por primera vez la distribución de los hábitats bentónicos en el Golfo de Batabanó obtenida por percepción remota utilizando cinco imágenes del sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) del satélite Landsat-7. El mapa se presenta a escala 1:250,000 y cubre un área sumergida de 21,305 km². Utilizando técnicas de clasificación supervisada se identificaron y ubicaron cinco hábitats bentónicos dentro de esta área: pasto marino de densidad media a alta, pasto marino de baja densidad, arena con escasa vegetación, fango con escasa vegetación, y roca. Los pastos marinos cubren 64.85% (13,818 km²) del área total, y 35.15% (7,487 km²) corresponde al resto de los hábitats bentónicos con o sin vegetación escasa. Se consideraron tanto la vegetación submarina (pasto marino y macroalgas) como los tipos de sustratos. Los resultados fueron confirmados con mediciones *in situ* obtenidas a partir de cruceros de investigación entre los años 2003 y 2005. Este mapa representa una importante caracterización de las aguas de la plataforma cubana con el fin de comprender mejor estos ecosistemas, pudiéndose utilizar en un futuro en el análisis de detección de cambios para vigilar la salud de los hábitats bentónicos en el Golfo de Batabanó.

Palabras clave: hábitats bentónicos, cartografía, clasificación supervisada, Golfo de Batabanó, pasto marino.

Introduction

The Gulf of Batabanó (GB), a shallow-water platform located southwest of the island of Cuba, has an approximate area of 20,000 km² and a medium depth of around 6 m (fig. 1). It includes the Canarreos Archipelago with 672 keys and islands, of which the biggest is Juventud Island. This archipelago separates the GB from the Caribbean Sea.

Two main ecosystems concur on the GB sea bottom: coral reef and seagrass ecosystems. The latter grows on a wide variety of substrates, such as sand (including beaches), mud, and rock bottoms (Alcolado *et al.* 1994). Seagrass ecosystems have the capacity to regulate sea concentrations of oxygen and

Introducción

El Golfo de Batabanó (GB) es una plataforma de agua poco profunda ubicada al suroeste de la isla de Cuba, tiene un área aproximada de 20,000 km² y una profundidad media de 6 m (fig. 1). Este golfo incluye el Archipiélago de los Canarreos con 672 cayos e islas, siendo la Isla de la Juventud la mayor de ellos. Este Archipiélago separa el GB del Mar Caribe.

Dos principales ecosistemas concurren en el fondo marino del GB, el arrecife coralino y el ecosistema de pastos marinos. Este último crece en una amplia variedad de sustratos, tales como arena (incluyendo playas), fango y fondos rocosos (Alcolado *et al.* 1994). El ecosistema de pastos marinos tiene la

carbon dioxide, and provide the main energy input to guarantee biological and fishery productivity. Part of this energy is exported to coral reefs, also increasing their productivity.

In this region, seagrass meadows are generally dominated by spermatophytes (also known as phanerogams) such as *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, and *Syringodium filiforme*, as well as algae belonging to the genera *Halimeda*, *Udotea*, and *Penicillum*.

Seagrass species have roots that penetrate deep into the sea sediment in order to develop. They therefore act as sea bottom stabilizers, preventing erosion and damage of coral reefs since they join sand regions and reduce the energy of sea waves, and also reduce the erosion of coastal regions.

The southern border of this platform is fully covered by coastal coral reefs that in certain sectors emerge as crests (González-Ferrer *et al.* 2004). This region is an important source of fishery resources especially lobsters, coral reef fishes, demersal fishes such as red snappers and grunts, and some pelagic-neritic species such as sardines and crevalle jacks (Claro and Reshetnikov 1994). It also represents an important tourism zone.

To guarantee a sustainable use of these resources, it is important to have a detailed characterization of the region in order to evaluate its present ecological state, as well as the possibility of marine ecosystem regeneration within it. Mapping of benthic habitats is a powerful tool for achieving these efforts, since it can be used as reference for future ecological studies. At the same time it plays an important role in the monitoring of ecosystem change due to anthropic impact and for marine traffic safety (Grigg and Dollar 1990).

Remote sensing platforms used for benthic habitat mapping usually include all data collected from satellite or aircraft sensors. For example, Ward *et al.* (2006) used airborne digital multispectral videography to map the spatial distribution of seagrass, and Kendall *et al.* (2001) used visual interpretation of orthorectified aerial photographs to map distinct benthic habitat types, covering an area of 1,600 km² in Puerto Rico and 490 km² in the US Virgin Islands. Methods for the classification of seagrass using remote sensing have been described by several authors (Ackleson and Klemas 1987, Vousden 1988, Thamrongnawasawat and Sudura 1992, Luczkovich *et al.* 1993, Zainal *et al.* 1993, Thamrongnawasawat *et al.* 1994, Zainal 1994, Green *et al.* 1996, Vousden 1996).

The most important benthic biotopes of the southwestern insular platform of the Cuban Archipelago have been previously studied by Lalana and Pérez (1985), Revilla and Páez (1990), and Herrera *et al.* (1991a, b). The ecological fishing complex was first delineated in Baisre (1985), while Alcolado (1990) produced the first distribution map of marine biotopes using images from a Russian satellite photographic sensor and *in situ* measurements from 150 stations taken during research cruises. Mapping of the sea bottom presented in Revilla and Páez (1990) combined visual interpretation of images of the marine shelf obtained by photographic sensors located on the Russian airspace platform, with analogue video taken from

capacidad de regular las concentraciones de oxígeno y dióxido de carbono en el mar, y representa la principal fuente de energía para garantizar la productividad biológica y pesquera. Parte de esta energía es exportada al arrecife coralino que también incrementa su productividad.

En esta región las praderas de pastos marinos están dominadas generalmente por espermatofitas (también conocidos como fanerógamas) como la *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*, así como algas pertenecientes a los géneros *Halimeda*, *Udotea* y *Penicillum*.

Los pastos marinos tienen raíces que penetran profundamente en el fondo del sedimento marino para desarrollarse; por lo tanto, actúan como estabilizadores del fondo marino, previniendo la erosión y el daño a los arrecifes coralinos ya que unen regiones de arena y reducen la energía de las olas marinas, y además reducen la erosión de las regiones costeras.

La frontera sur de esta plataforma está cubierta completamente por arrecifes coralinos costeros que en determinadas regiones emergen en forma de crestas (González-Ferrer *et al.* 2004). Esta región es una importante fuente de recursos pesqueros, especialmente de langostas y peces de arrecifes coralinos, peces demersales tales como el pargo rojo y roncós, y algunos pelágicos-neríticos tales como las sardinas y los jureles (Claro y Reshetnikov 1994), representando además una importante zona turística.

Para garantizar el uso sostenible de estos recursos es importante tener una caracterización detallada de la región para evaluar su estado ecológico actual, así como la posibilidad de regeneración del ecosistema marino dentro de la región. La cartografía de los hábitats bentónicos es una herramienta poderosa para realizar estos esfuerzos, puesto que puede ser utilizado como referencia para futuros estudios ecológicos. Al mismo tiempo desempeña un rol importante en el monitoreo de cambios del ecosistema debido al impacto antrópico, así como para la seguridad del tráfico marino (Grigg y Dollar 1990).

Las plataformas de percepción remota usadas para cartografiar los hábitats bentónicos incluyen generalmente los datos recogidos por sensores satelitales o aéreos. Por ejemplo, Ward *et al.* (2006) usaron videografía digital multispectral aérea para cartografiar la distribución espacial de los pastos marinos, y Kendall *et al.* (2001) usaron la interpretación visual de fotografías aéreas ortorectificadas para cartografiar distintos tipos de hábitat bentónico, cubriendo un área de 1,600 km² en Puerto Rico y 490 km² en las Islas Vírgenes (EUA). Los métodos de clasificación de los pastos marinos usando percepción remota han sido descritos por varios autores (Ackleson y Klemas 1987, Vousden 1988, Thamrongnawasawat y Sudura 1992, Luczkovich *et al.* 1993, Zainal *et al.* 1993, Thamrongnawasawat *et al.* 1994, Zainal 1994, Green *et al.* 1996, Vousden 1996).

Los más importantes biotopos béticos de la plataforma insular suroccidental del Archipiélago cubano han sido previamente estudiados por Lalana y Pérez (1985), Revilla y Páez (1990) y Herrera *et al.* (1991a, b). El complejo ecológico de pesca fue delineado por Baisre (1985), mientras que Alcolado

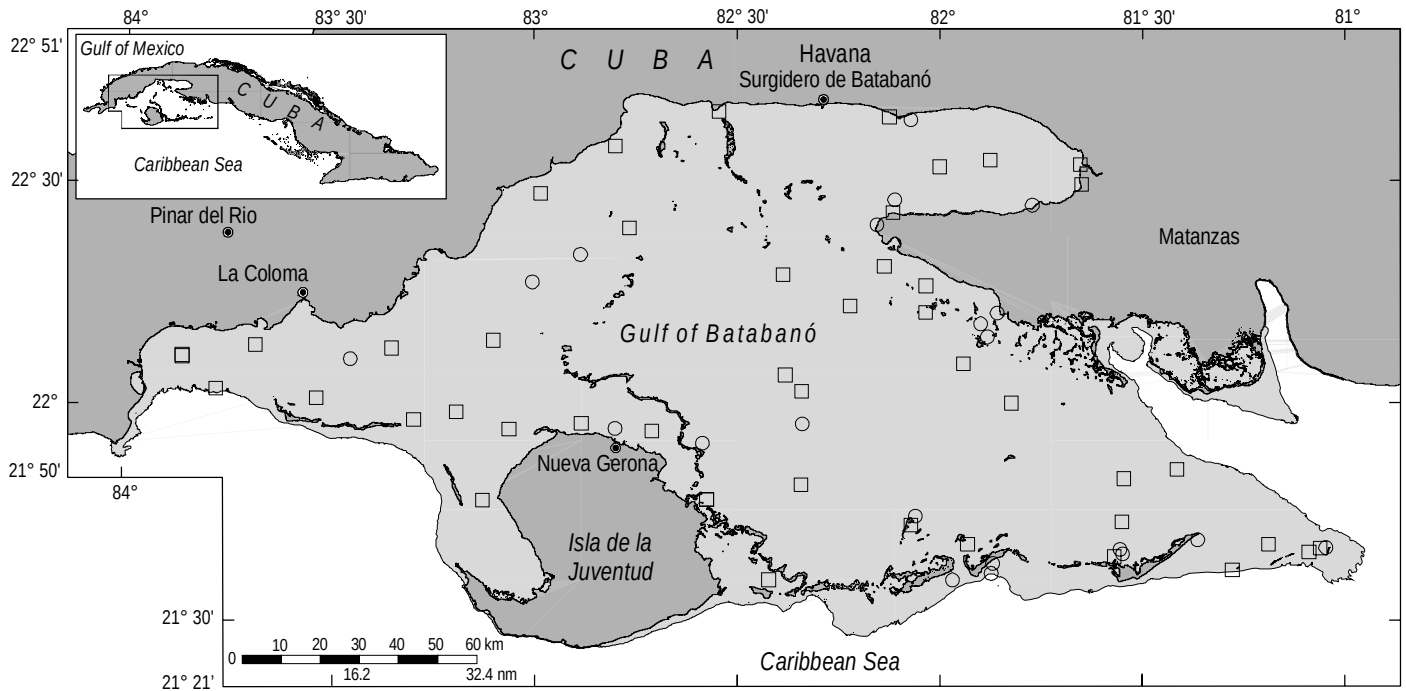


Figure 1. Mapping of the Gulf of Batabanó off Cuba, indicating the sampling (circles) and observation (rectangles) stations occupied during three research cruises.

Figura 1. Cartografía del Golfo de Batabanó en Cuba, indicando las estaciones de muestreos (círculos) y las de observación (rectángulos) de tres cruceros de investigación.

oceanographic cruises. The distribution presented included five types of substrates without vegetal coverage and the distribution of rocky bottoms is more or less coincident with that reported by Alcolado (1990).

Spatial representation of marine bottoms is one of the most complex processes in thematic cartography using satellite images, due to the influence of the atmosphere and of the sea-water column through which electromagnetic radiation must pass. Another problem is related to the constant variations suffered by the sea bottom, especially after strong hurricanes; thus, mapping must be actualized with some periodicity.

Water transparency in the GB varies from one place to another, although in most parts transparency facilitates the mapping of marine habitats using multispectral or hyperspectral passive optic sensors. Among reports dealing with this topic, Green *et al.* (2000) presented a comparative study of the precision provided by different sensors, concluding that Landsat TM images are the most accurate for delimiting these ecosystems, reaching a precision of 60%. Sheppard *et al.* (1995) showed that the use of Landsat images gives a better accuracy in mapping marine habitat using supervised classification than that obtained by SPOT images. Satellite images, however, have to be corrected taking into account atmospheric, geometric, and radiometric factors, as well as the depth of the water column (Mumby and Edwards 2000, Karpouzli *et al.* 2003). Afterwards it is possible to generate a non-supervised as well as a supervised classification (Chuvienco 1996), although *in situ* measurements (visual and on-site sampling) are unavoidable to validate remote sensing analysis as noted by

(1990) obtuvieron un primer mapa de distribución de biotopos marinos usando imágenes de un sensor fotográfico de un satélite ruso y mediciones *in situ* en 150 estaciones adquiridas de cruceros de investigación. La cartografía del fondo marino presentada en Revilla y Páez (1990) combina la interpretación visual de imágenes de la plataforma marina obtenidas por sensores fotográficos a bordo de plataformas aeroespaciales rusas, con video analógico tomados en cruceros oceanográficos. La distribución presentada incluye cinco tipos de sustrato sin cobertura vegetal y la distribución de fondos rocosos es más o menos coincidente con la reportada por Alcolado (1990).

La representación espacial de los fondos marinos es uno de los procesos más complejos de la cartografía temática mediante imágenes de satélite, debido a la influencia de la atmósfera y la columna de agua de mar a través de las cuales pasa la radiación electromagnética. Otro problema está relacionado con la constante variación sufrida por el fondo del mar, especialmente después de fuertes huracanes, por lo que la cartografía debe ser actualizada con cierta periodicidad.

La transparencia del agua en el GB varía de un lugar al otro, aunque en la mayoría de las partes la transparencia facilita la cartografía de hábitats marinos usando sensores ópticos pasivos multiespectrales o hiperspectrales. Entre los informes sobre este tópico, Green *et al.* (2000) presentaron un estudio comparativo de la precisión obtenida por diferentes sensores, concluyendo que las imágenes Landsat TM son las más exactas para delimitar estos ecosistemas, alcanzando una precisión del 60%. Sheppard *et al.* (1995) demostraron que usando imágenes Landsat se alcanza una mejor exactitud en la cartografía de

Johannes and Betzer (1975). In addition, Green *et al.* (2000) suggested the use of submarine videos.

Mapping precision of the spatial distribution of biotopes in the GB has been limited by the methods used so far. In this paper we present the most recent spatial distribution of the benthic habitats in the GB, obtaining for the first time a detailed precision of their limits as a result of the combination of remote sensing and Global Positioning System (GPS) techniques.

Material and methods

Mapping of the GB benthic habitats was done using five images obtained from the Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) sensor on board the Landsat-7 satellite. The path/row coordinates corresponding to each of them are: 15/14 (11 March 2001), 15/45 (6 January 2001), 16/44 (3 April 2001), 16/45 (11 January 2000), and 17/45 (15 November 1999). Bathymetric charts and topographic maps were also used. The ER Mapper and ENVI software packages were used for image processing.

A radiometric calibration was done as pre-processing of satellite images to attenuate the effects of absorption and light dispersion through the atmosphere and mass of water. Each wavelength has its own gain and bias values, which are provided in the digital numbers (DN) that appear in the headers of each of the images or in complementary files. These DN are converted to spectral radiance. The gain represents the gradients of the calibration. The bias defines the spectral radiance of the sensor for a digital value equal to zero. The radiance values are then converted to apparent reflectance, which is the ratio of the ascendant radiance and the sun irradiance at the top of the atmosphere taking into account the angular position of the sun at the time the image was taken.

Each image was geometrically corrected to optimize precision, selecting and locating 25 control positions uniformly distributed on each image to apply a third-degree polynomial rectification by nearest neighbor algorithm. Coordinates for each point were obtained from topographic maps on the 1:125,000 scale or measured by GPS. Geodesic Datum NAD27, Cuba Norte, was obtained from the Clarke 1866 spheroid and the cartographic projection was done using Lambert conformal conic projection.

The results obtained were complemented with data obtained from *in situ* measurements in the GB during three research cruises between 2003 and 2005. In the first, conducted from 17 May to 1 June 2003, 45 stations (24 sampling stations and 21 observation stations) were established (fig. 1). During this expedition, *in situ* measurements were complemented with remote sensing and GPS, since navigation using Fugawi software was done over the mosaic of five images obtained from the Landsat-7 satellite. A precision of 3 m was obtained according to the Wide Area Augmentation System (WAAS). The depth at each position was determined by a Garmin Fishfinder (± 5 cm precision). Vegetation was collected at the

hábitat marino usando clasificación supervisada, que la obtenida por imágenes del satélite SPOT. Sin embargo, las imágenes de satélite tienen que ser corregidas tomando en cuenta los factores atmosféricos, geométricos y radiométricos, así como la profundidad de la columna de agua (Mumby y Edwards 2000, Karpouzli *et al.* 2003). Después es posible generar tanto una clasificación no supervisada como una supervisada (Chuvieco 1996), aunque como lo señalaron Johannes y Betzer (1975) las mediciones *in situ* (tanto visuales como de toma de muestras) son inevitables para validar el análisis de percepción remota. Además, Green *et al.* (2000) sugirieron el uso de videos submarinos.

La precisión cartográfica de la distribución espacial de los biotopos en el GB ha sido delimitada por los métodos utilizados hasta el momento. En este trabajo se presenta la más reciente distribución espacial de los hábitats bentónicos en el GB obteniendo por vez primera una precisión detallada de sus límites, como resultado de la combinación de técnicas de percepción remota y del Sistema de Posicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés).

Materiales y métodos

La cartografía de los hábitats bentónicos del GB fue realizada usando cinco imágenes del sensor Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) a bordo del satélite Landsat-7. Las coordenadas correspondientes (*Path/Row*) a cada una de ellas son: 15/14 (11 de marzo de 2001), 15/45 (6 de enero de 2001), 16/44 (3 de abril de 2001), 16/45 (11 de enero de 2000), y 17/45 (15 de noviembre de 1999). También se utilizaron cartas batimétricas y mapas topográficos. Para procesar las imágenes se utilizaron los programas de procesamiento ER Mapper y ENVI.

Se realizó una calibración radiométrica como preprocesamiento de las imágenes de satélite para atenuar los efectos de absorción y dispersión de la luz a través de la atmósfera y de la masa de agua. Cada longitud de onda tiene su propia ganancia (*gain*) y tendencia (*bias*), que se proporcionan en los números digitales (ND) y aparecen en el encabezado de cada imagen o en archivos complementarios. Estos ND son convertidos a radiancia espectral. El *gain* representa los gradientes de calibración. El *bias* define la radiancia espectral del sensor para un valor digital igual a cero. Luego los valores de radiancia son convertidos a reflectancia aparente, que es el cociente entre la radiancia ascendente y la irradiación solar en el tope de la atmósfera teniendo en cuenta la posición angular del sol en el momento que la imagen fue tomada.

La corrección geométrica de cada imagen fue hecha para optimizar la precisión, seleccionando y ubicando 25 puntos de control distribuidos uniformemente en cada imagen para aplicar una rectificación polinomial de tercer grado por algoritmo de los vecinos más cercanos. Las coordenadas para cada punto se obtuvieron a partir de mapas topográficos a escala 1:125,000 o medido por GPS. El Datum geodésico NAD27, Cuba Norte, se obtuvo del Esferoide Clarke 1866 y la

24 sampling stations. Four seagrass variables were evaluated at each station: density (number of bundles m^{-2}), coverage percent, height of the phanerogam canopy (cm), and algal coverage. Dry biomass of the phanerogams was estimated following Ott (1990). Submarine videos were taken at all observation stations.

The second expedition took place from 10 to 22 November 2004, and visual observations were carried out at 27 stations (fig. 1). Twenty-two of these stations were used to verify the first version of the habitat mapping.

For the final verification of the benthic habitat mapping, a third expedition was conducted from 15 to 30 May 2005, and another 11 stations were used for visual observations (fig. 1).

The mask to separate land from sea was generated automatically using spectral bands 4 (750–900 nm), 5 (1550–1750 nm), and 7 (2090–2350 nm) of each ETM+ image. The optimum index factor (Chávez *et al.* 1982) was used for the selection of the best band triads in the supervised classification of images, and bands 1, 2, and 3 were selected since they have a deeper penetration into the sea. The color images of the supervised classification were integrated to form a mosaic that contains the informative base of the habitat map with a final 1:250,000 scale. The resulting cartography was edited using MapInfo software and included vectorization of the mosaic of classified and supervised images, the scale, the geodesic data, as well as cartographic projection, the established marine habitat legends, and the names of the geographic reliefs.

Results

Hierarchical classification of benthic habitats

Table 1 shows the 13 different habitats identified in the GB. Habitats were divided into two classes according to substrate and underwater vegetation characteristics. Substrate was subdivided into non-consolidated sediments (sand and mud) and hard bottoms (hard rock). Underwater vegetation was subdivided into seagrass density (high, medium or low) and the presence of macroalgae.

If two different types of non-consolidated sediments were found at the same place, the site was characterized according to the predominant substrate. Similarly, a predominant hard bottom containing sand and mud was classified as hard. The distribution of macroalgae (continuous, in patches, or in scant patches) was not considered.

The biomass of marine phanerogams ranged from 18 to 429 g s m^{-2} , giving an average value of 86.8 g s m^{-2} . Since 58.8% of the biomass values were below 100 g s m^{-2} and only one resulted above 200 g s m^{-2} , the seagrass density classes for benthic habitats were reduced to only two: a low density below 100 g s m^{-2} and a medium to high density above this value. The main seagrass observed was *Thalassia testudinum* König. A further analysis revealed that the type of substrate does not seem to affect the vegetation observed in these areas, so the subdivision regarding the type of non-consolidated substrates

proyección cartográfica se realizó utilizando la proyección Cónica Conforme de Lambert.

Los resultados obtenidos se complementaron con datos obtenidos de mediciones *in situ* en el GB de 2003 a 2005, en tres cruceros de investigación. El primero de ellos tuvo lugar del 17 de mayo al 1 de junio de 2003, estableciendo 45 estaciones (24 estaciones de muestreo y 21 estaciones de observación) como se indica en la figura 1. En esta expedición las mediciones *in situ* se complementaron con percepción remota y GPS, dado que la navegación se realizó usando el programa FUGAWI sobre el mosaico de cinco imágenes de los satélites Landsat-7. La precisión sobre el terreno obtenida fue de 3 m según el sistema WAAS (*Wide Area Augmentation System*). La profundidad sobre cada posición fue determinada por una eco-sonda Garmin Fishfinder (± 5 cm de precisión). En las 24 estaciones de muestreo se recolectó la vegetación del GB. En cada estación se evaluaron cuatro variables de pastos marinos: densidad (número de haces m^{-2}), porcentaje de cobertura, altura del follaje de las fanerógamas (cm), así como la cobertura de algas. La biomasa seca de fanerógamas fue estimada según Ott (1990). En todas las estaciones de observación se realizaron tomas de videos submarinos.

La segunda expedición se realizó entre el 10 y el 22 de noviembre de 2004, realizando 27 estaciones de observación visual como se indica en la figura 1. Veintidós de estas estaciones se utilizaron para verificar la primera versión de la cartografía de hábitats.

Para realizar la verificación final de la cartografía de los hábitats bentónicos, se llevó a cabo una tercera expedición del 15 al 30 de mayo de 2005, estableciendo otras 11 estaciones de observación visual como se indica también en la figura 1.

La máscara para separar la tierra del mar fue generada automáticamente utilizando las bandas espectrales 4 (750–900 nm), 5 (1550–1750 nm) y 7 (2090–2350 nm) de cada imagen ETM+ respectivamente. El factor de índice óptimo (Chávez *et al.* 1982) fue utilizado para la selección de los mejores tríos de bandas en la clasificación supervisada de imágenes, seleccionando las bandas 1, 2 y 3 ya que tienen una penetración más profunda en el mar. Las imágenes en color de la clasificación supervisada fueron integradas para formar un mosaico que contiene la base informativa del mapa de hábitat a una escala final de 1:250,000. La cartografía resultante fue editada utilizando el programa MapInfo, incluyendo la vectorización del mosaico de imágenes clasificadas y supervisadas, la escala, los datos geodésicos, así como la proyección cartográfica, el establecimiento de leyendas del hábitat marino y los nombres de los relieves geográficos.

Resultados

Clasificación jerárquica de los hábitats bentónicos

La tabla 1 muestra los 13 diferentes hábitats identificados en el GB. Los hábitats se dividieron en dos clases de acuerdo a

Table 1. Preliminary classification of benthic habitats in the Gulf of Batabanó.

Tabla 1. Clasificación preliminar de los hábitats bentónicos en el Golfo de Batabanó.

Class	Substrate		Underwater vegetation			
	Non-consolidated		Hard (rock)	Seagrass density		
	Sand	Mud		High	Medium	Low
1	×			×		
2		×		×		
3		×		×		
4	×				×	
5	×				×	
6		×			×	
7	×					×
8		×				×
9	×					×
10		×				×
11	×					
12		×				
13			×			

Table 2. Intermediate classification of benthic habitats in the Gulf of Batabanó.

Tabla 2. Clasificación intermedia de los hábitats bentónicos en el Golfo de Batabanó.

Class	Benthic habitats
1	Medium- to high-density seagrass
2	Medium- to high-density seagrass with macroalgae
3	Low-density seagrass
4	Low-density seagrass with macroalgae
5	Sand with or without scarce vegetation
6	Mud with or without scarce vegetation
7	Rock

was eliminated, joining them in only one class. Hence, the new class 1 includes the previous classes 1, 2, and 4, while the new class 2 includes the previous classes 3, 5, and 6 (see table 2).

In order to provide a more applicable cartographic product for future applications, a third more compact classification was obtained after observing that macroalgae and seagrass were always intertwined in the GB, giving us the idea that it was not necessary to make a distinction between them. Table 3 includes this reduction, in which all seagrass and seagrass with macroalgae are considered one classification, thus reducing the final number of habitats to five.

After several optimizations and verifications of the satellite images with research cruises, the final map for these five

las características del sustrato y de la vegetación sumergida. El sustrato fue subdividido en sedimentos no consolidados (arena y fango) y fondos duros (roca dura). La vegetación sumergida se subdividió en densidad de pastos marinos (alta, media o baja densidad) y la presencia de macroalgas.

Si en un mismo lugar se encontraban dos diferentes tipos de sedimentos no consolidados, éste se caracterizaba según el sustrato predominante. Del mismo modo, un fondo duro predominante que contenía arena y fango era clasificado como duro. No fueron considerados la distribución de macroalgas (continua, en parches o en parches escasos).

La biomasa de fanerógamas marinas estuvo en el rango de 18 a 429 g s m⁻², con un promedio de 86.8 g s m⁻². Dado que el 58.8% de los valores de biomasa fueron inferiores a 100 g s m⁻² y sólo uno resultó por encima de 200 g s m⁻², las clases de densidad de los pastos marinos de hábitats bentónicos se redujeron a sólo dos: densidad baja, por debajo de 100 g s m⁻², y densidad media a alta, por encima de este valor. Los principales pastos marinos observados son *Thalassia testudinum* König. Otro análisis reveló que el tipo de sustratos parece no afectar a la vegetación observada en estas áreas, por lo que la subdivisión en relación con el tipo de sustratos no consolidadas fue eliminada, uniéndose en una sola clase. Por último, la nueva clase 1 incluye las anteriores clases 1, 2 y 4, mientras que la nueva clase 2 incluye las anteriores clases 3, 5 y 6 (véase la tabla 2).

Con el fin de obtener un producto cartográfico más útil para futuras aplicaciones, se obtuvo una tercera clasificación más compacta a partir de que se observó que en el GB las macroalgas y los pastos marinos siempre se mezclan dando la idea de que no es necesario hacer una distinción entre ellos. Luego de ello, la tabla 3 incluye esta simplificación teniendo en cuenta todos los pastos marinos y pastos marinos con macroalgas como una sola clasificación, por lo que el número final de los hábitats se redujo a cinco.

Después de varias optimizaciones y verificaciones de las imágenes de satélite con cruceros de investigación, el mapa final de estos cinco hábitats bentónicos en los cuales la región fue clasificada se muestra en la figura 2. Vale la pena mencionar que se obtuvo un 100% de coincidencia entre las mediciones *in situ* y los resultados de la percepción remota.

Table 3. Final classification of benthic habitats in the Gulf of Batabanó.

Tabla 3. Clasificación final de los hábitats bentónicos en el Golfo de Batabanó.

Class	Benthic habitats
1	Medium- to high-density seagrass
2	Low-density seagrass
3	Sand with scarce vegetation
4	Mud with scarce vegetation
5	Rock

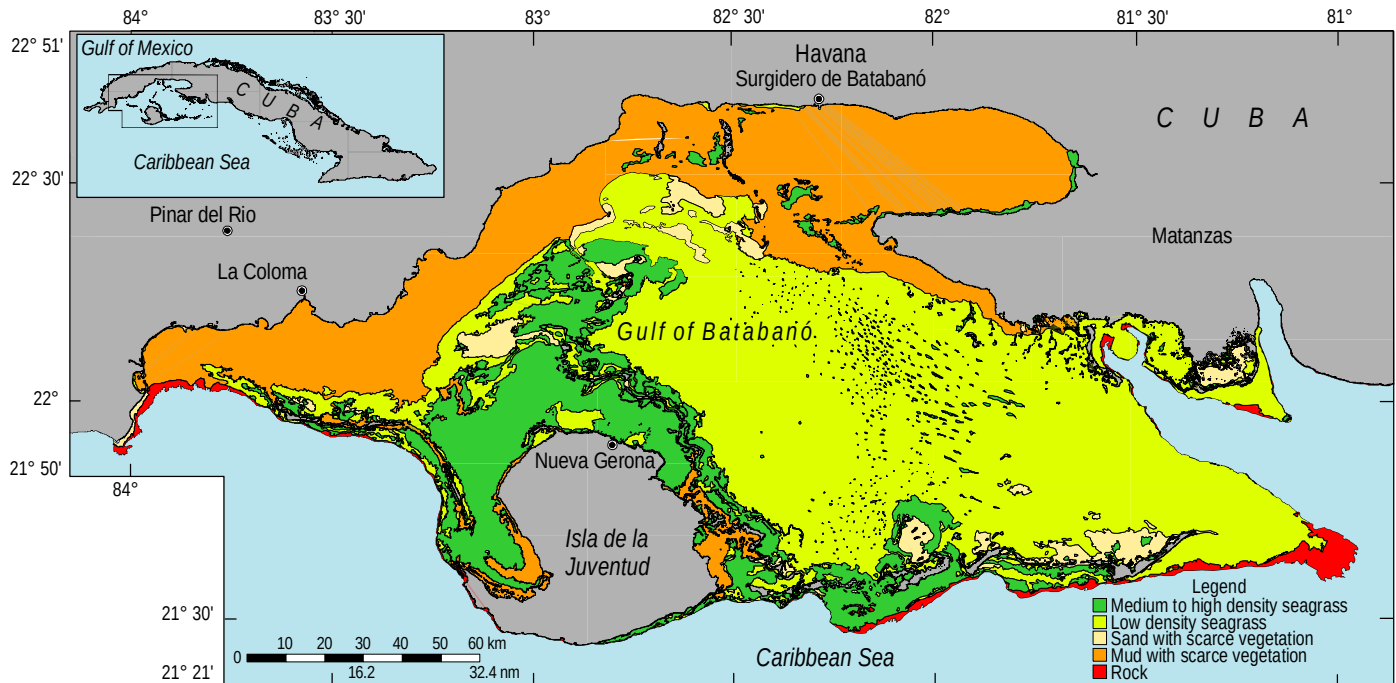


Figure 2. Spatial distribution of benthic habitats found in the Gulf of Batabanó, Cuba.

Figura 2. Distribución espacial de los hábitats bentónicos encontrados en el Golfo de Batabanó, Cuba.

benthic habitats into which the region was classified is shown in figure 2. It is worth mentioning that a 100% coincidence was obtained between *in situ* measurements and remote sensing results.

Statistical distribution of the benthic habitats

A total underwater area of 21,305 km² was obtained after calculating the total area included in the external border coastline surrounding the GB minus the areas of all the islands and keys inside it. Band 5 of the RGB-321 image mosaic was used for this calculation.

The total seagrass area was 13,818 km², which represents 64.85% of the total area of the GB: 3,448 km² (16.18%) correspond to medium- to high-density seagrass and 10,370 km² (48.67 %) to low-density seagrass.

The total area of the region with or without scarce vegetation was 7,487 km², representing 35.15% of the total area of the GB, of which 6,016 km² (28.24%) consist of mud substrates and 984 km² (4.62%) of sand. The rocky substrate covers an area of 487 km² (2.29 %) (fig. 3).

Discussion

The first precise mapping of the benthic habitats of the GB done by remote sensing is presented here. The map covers a total underwater area of 21,305 km² and is presented at a 1:250,000 scale. Results were complemented and verified with *in situ* measurements at 78 stations during three research cruises.

Distribución estadística de los hábitats bentónicos

Se obtuvo un área total sumergida de 21,305 km² después de calcular el área total incluida en la frontera exterior que rodea la línea de costa del GB, menos las áreas de todas las islas y cayos dentro de ella. La banda 5 del mosaico de imagen RGB-321 se utilizó para este cálculo.

El área total de pastos marinos fue de 13,818 km², lo que representa 64.85% de la superficie total del GB: 3,448 km² (16.18%) corresponden a pastos marinos de densidad media a alta y 10,370 km² (48.67%) a pastos marinos de baja densidad.

La superficie total de la región sin o con escasa vegetación fue de 7,487 km², lo que representa 35.15% de la superficie total del GB. De ésta, 6,016 km² (28.24%) corresponden a sustratos de fango y 984 km² (4.62%) a sustratos de arena. El sustrato rocoso cubre un área de 487 km² (2.29%) (fig. 3).

Discusión

Se presenta la primera cartografía precisa de los hábitats bentónicos del GB realizada por percepción remota. El mapa cubre un área total sumergida de 21,305 km² y se presenta a escala 1:250,000. Los resultados fueron complementados y verificados con mediciones *in situ* en 78 estaciones durante tres cruceros de investigación.

Los resultados indican la presencia de cinco clases bien definidas de hábitats bénticos (pasto marino de densidad media a alta, pasto marino de baja densidad, arena con escasa

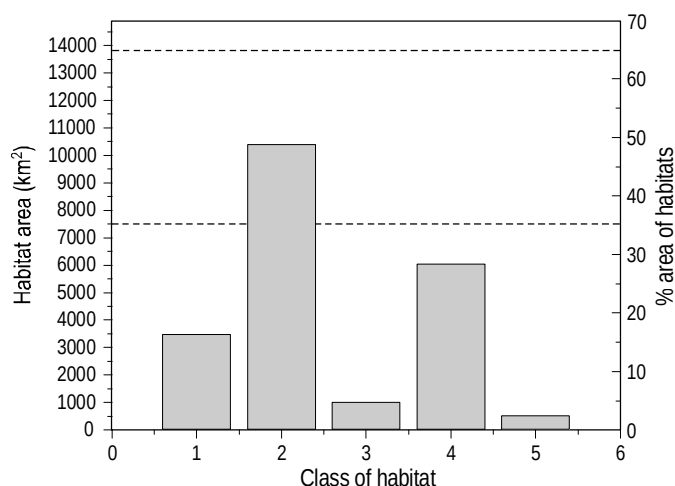


Figure 3. Total area and relative percentage of each of the five benthic habitats found in the Gulf of Batabanó: (1) medium- to high-density seagrass, (2) low-density seagrass, (3) sand with scarce vegetation, (4) mud with scarce vegetation, and (5) rock.

Figura 3. Área total y porcentaje relativo de cada una de los cinco hábitats bentónicos encontrados en el Golfo de Batabanó: (1) pasto marino de densidad media a alta, (2) pasto marino de baja densidad, (3) arena con escasa vegetación, (4) fango con escasa vegetación, y (5) roca.

The results indicate the presence of five well-defined classes of benthic habitats (medium- to high-density seagrass, low-density seagrass, sand with scarce vegetation, mud with scarce vegetation, and rock) that take into account variations in vegetation and underwater substrate, confirming the criteria that they can be studied using remote sensing.

The results obtained here are useful for ecological and economical studies, especially those related to fish catch, as well as for behavioral predictions of the benthic habitats in the region. They also provide information needed by researchers and by people involved in the conservation and management of these ecosystems (Beck and Odaya 2001), especially when considering the threats faced by these ecosystems as a consequence of urban, industrial and agricultural development, coastal erosion, dike and road constructions, commercial fish capture, and coral reef destruction, when seagrass protection ceases.

Within the GB there are areas where the identification of ecosystems by optic sensors becomes difficult because of the water turbidity. The displacement of floating algae by streams and tides provides additional difficulties. In these cases, acoustic sensing can be used to determine the amount of algae and seagrass drifting along the sea bottom, as proposed by Riegl *et al.* (2005), with the additional aid of *in situ* videos, although this technique is not always capable of differentiating between algae and sand or between sand and seagrass, so that other complementary techniques might be necessary.

This map not only represents an important characterization of the Cuban platform waters, but is also being used as input data for the Gap Analysis, to select priority conservation areas for the biodiversity of the region, not yet included in the

vegetación, fango con escasa vegetación, y roca) que consideran las variaciones en las vegetaciones y en el sustrato sumergido, confirmando los criterios de que éstos pueden ser estudiados mediante percepción remota.

Los resultados aquí obtenidos son útiles para estudios ecológicos y económicos, sobre todo los relacionados con la pesca, así como para las predicciones del comportamiento de los hábitats bentónicos en la región. También proporcionan información necesaria para los investigadores y demás personas involucradas en la conservación y gestión de estos ecosistemas, (Beck y Odaya 2001), especialmente cuando se tienen en cuenta las amenazas que enfrentan tales ambientes como consecuencia del desarrollo urbano, industrial y agrícola, la erosión costera, la construcción de diques y carreteras, la captura comercial de peces y la destrucción de los arrecifes de coral, cuando cesa la protección de los pastos marinos.

Dentro del GB hay regiones en las que la identificación de los ecosistemas por sensores ópticos se hace difícil debido a la turbidez del agua. El desplazamiento de algas flotantes por arroyos y mareas crea más dificultades. En estos casos se pueden utilizar sensores acústicos para determinar la cantidad de algas y pastos marinos que derivan en el fondo del mar, según lo propuesto por Riegl *et al.* (2005), con la ayuda adicional de videos *in situ*, aunque esta técnica no siempre es capaz de diferenciar entre las algas y la arena o entre la arena y el pasto marino, de modo que podrían requerirse el uso de otras técnicas complementarias.

Este mapa no sólo representa una importante caracterización de las aguas de la plataforma cubana, sino que también está siendo utilizado como fuente de datos para el análisis de vacíos y omisiones, para seleccionar las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad de la región, todavía no incluidas en el sistema de Áreas Marinas Protegidas. Finalmente, proporciona información importante para comprender mejor estos ecosistemas para fines de su conservación y manejo a largo plazo, y en un futuro puede ser utilizado en el análisis de detección de cambios para monitorear la salud de los hábitats bentónicos en el GB.

Agradecimientos

Esta investigación fue apoyada por la Cooperación Alemana-Cubana en Ciencias del Mar entre el Centro de Ecología Marina Tropical (*Zentrum für Marine Tropenökologie*, ZMT) de la Universidad de Bremen y el Instituto de Oceanología de Cuba. Agradecemos el apoyo financiero del Parlamento de la Ciudad de Bremen, Alemania, quienes junto al Centro de Investigaciones Pesqueras de Cuba, hicieron posible la realización de los cruceros de investigación. Este trabajo también recibió el apoyo del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. También agradecemos a FE Müller-Karger por suministrarnos las imágenes Landsat-7 y a R Álvarez-Portal por sus valiosas contribuciones.

system of Marine Protected Areas. Finally, it provides important information in order to better understand these ecosystems for their long-term conservation and management, and can be used in future change detection analyses to monitor the health of benthic habitats in the GB.

Acknowledgements

This research was sponsored by the German-Cuban Cooperation in Marine Sciences between the Center for Tropical Marine Ecology (*Zentrum für Marine Tropenökologie*, ZMT) from the University of Bremen and the Institute of Oceanology of Cuba. We acknowledge the financial support for the research cruises from the Parliament of the City of Bremen in Germany and from Fishing Research Center in Cuba. This study was also supported by the Cuban Ministry of Science, Technology and Environment. We thank FE Müller-Karger for providing Landsat-7 images and R Álvarez-Portal for valuable suggestions.

References

- Ackleson SG, Klemas V. 1987. Remote sensing of submerged aquatic vegetation in lower Chesapeake Bay: A comparison of Landsat MSS to TM imagery. *Remote Sens. Environ.* 22: 235–248.
- Alcolado PM. 1990. Aspectos ecológicos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó, con especial referencia al bentos. In: Alcolado PM (ed.), *El Bentos de la Macrolaguna del Golfo de Batabanó*. Editorial Academia, La Habana, Cuba, pp. 129–157.
- Alcolado PM, Herrera-Moreno A, Martínez-Estalella N. 1994. Sessile communities as environmental bio-monitors in Cuban coral reefs, 1993. In: Ginsburg RN (ed.), *Proceedings of the Colloquium and Forum on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History*. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Sciences, University of Miami, pp. 27–33.
- Baisre JA. 1985. Los complejos ecológicos de pesca: Definición e importancia en la administración de las pesquerías cubanas. *FAO Fish. Rep.* 327 Supl.: 251–272.
- Beck MW, Odaya M. 2001. Ecoregional planning in marine environments: Identifying priority sites for conservation in the northern Gulf of Mexico. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 11: 235–242.
- Claro R, Reshetnikov YS. 1994. Condiciones de hábitat. In: Claro R (ed.), *Ecología de los Peces Marinos de Cuba*. Instituto de Oceanología y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México, pp. 13–54.
- Chávez Jr PS, Berlin GL, Sowers LB. 1982. Statistical method for selecting Landsat-MSS ratios. *J. Appl. Photogr. Eng.* 8: 23–30.
- Chuvieco E. 1996. *Fundamentos de Teledetección Espacial*. 3rd ed. Ediciones Rialp SA, Madrid, 567 pp.
- González-Ferrer S, Lorenzo-Sánchez S, Cerdeira-Estrada S. 2004. Arrecifes coralinos. In: González-Ferrer S (ed.), *Corales pétreos, jardines sumergidos de Cuba*. Editorial Academia. Instituto de Oceanología-Caja Madrid, Habana, pp. 45–64.
- Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ, Clark CD. 1996. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coast. Manage.* 24: 1–40.
- Green EP, Clark CD, Edwards A. 2000. Image classification and habitat mapping. In: Edwards AJ (ed.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3. UNESCO Publishing, pp. 141–154.
- Grigg RW, Dollar SJ. 1990. Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs. In: Dubinsky Z (ed.), *Coral Reef*. Elsevier, Amsterdam, pp. 439–452.
- Herrera A, Ibarzábal D, Foyo J, Gotera G, González G, Brito R, Díaz E, Arrinda C. 1991a. Caracterización ecológica de la Ensenada de Bocas de Alonso: Un área de juveniles de la langosta *Panulirus Argus*. *Rev. Invest. Mar.* 12: 154–162.
- Herrera A, Ibarzábal D, Foyo J, Gotera G, González G, Brito R, Díaz E, Arrinda C. 1991b. Ecología de los arrecifes del borde de la plataforma SW de Cuba y su relación con la langosta *Panulirus Aarhus*. *Rev. Invest. Mar.* 12: 163–171.
- Johannes RE, Betzer SB. 1975. Introduction: Marine communities respond differently to pollution in the tropics than at higher latitudes. In: Fergusson-Wood EJ, Johannes RE (eds.), *Tropical Marine Pollution*. Elsevier Scientific Publ., New York. Elsevier Oceanography Series 12: 1–12.
- Karpouzli E, Malthus T, Place C, Chui AM, Garcia MI, Mair J. 2003. Underwater light characterization for correction of remotely sensed images. *Int. J. Remote Sensing* 24(13): 2683–2702.
- Kendall MS, Monaco ME, Buja KR, Christensen JD, Krueger CR, Finkbeiner M, Warner RA. 2001. Methods used to map the benthic habitats of Puerto Rico and the US Virgin Islands. URL: <http://biogeo.nos.noaa.gov/projects/mapping/caribbean/startup.htm>.
- Lalana R, Pérez M. 1985. Estudio cualitativo y cuantitativo de la fauna asociada a las raíces de *Rhizophora mangle* en la cayería este de la Isla de la Juventud. *Rev. Invest. Mar.* 6: 45–48.
- Luczkovich JJ, Wagner TW, Michalek JL, Stoffle RW. 1993. Discrimination of coral reefs, seagrass meadows, and sand bottom types from space: A Dominican Republic case study. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* 59: 385–389.
- Mumby PJ, Edwards A. 2000. Water column correction techniques. In: Edwards AJ (ed.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3. UNESCO Publishing, pp. 121–128.
- Ott JA. 1990. Biomass. In: Phillips RC, McRoy CP (eds.), *Seagrass Research Methods*. Monographs on Oceanographic Methodology 9. UNESCO, Paris, pp. 55–60.
- Revilla N, Páez J. 1990. Los tipos de fondo y su relación con la distribución de las especies marinas comerciales en el Golfo de Batabanó, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 12: 125–138.
- Riegl B, Moyer RP, Morris L, Virnstein R, Dodge RE. 2005. Determination of the distribution of shallow-water seagrass and drift algae communities with acoustic seafloor discrimination. *Rev. Biol. Trop.* 53 (Suppl. 1): 165–174.
- Sheppard CRC, Matheson K, Bythell JC, Murphy P, Myers CB, Blake B. 1995. Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: Use and assessment of aerial photography. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 5(4): 277–288.
- Thamrongnawasawat T, Sudura S. 1992. Image processing techniques for studying fringing reefs in Thailand using Landsat and SPOT data. In: Chou LM, Wilkinson CR (eds.), *Proceedings of the Third ASEAN Science & Technology Week Conference*. Univ. of Singapore, Singapore.
- Thamrongnawasawat T, Sudura S, Tangjaitrong S. 1994. Summary of remote sensing of the coastal zone: The ASEAN region. *Proceedings of the Third ASEAN-Australia Regional Conference*, Bangkok, Thailand.
- Vousden D. 1988. The Bahrain marine survey: A study of the marine environment of Bahrain using remote sensing as a rapid assessment methodology. *Proceedings of the ROPME Workshop on Coastal Area Development*. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 90, ROPME Publication No. GC-5/006, pp. 3–34.
- Vousden D. 1996. Remote sensing and habitat mapping. Chapter 5. PhD thesis, University College of North Wales.

Ward DH, Lee-Tibbitts T, Morton A, Carrera-González E, Kempka R. 2006. Use of digital multispectral videography to assess seagrass distribution in San Quintín Bay, Baja California, Mexico. *Cienc. Mar.* 30: 47–60.

Zainal AJM. 1994. New technique for enhancing the detection and classification of shallow marine habitats. *Mar. Technol. J.* 28: 68–74.

Zainal AJM, Dalby DH, Robinson IS. 1993. Monitoring marine ecological changes on the east coast of Bahrain with Landsat TM. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* 59: 415–421.

*Recibido en julio de 2007;
aceptado en febrero de 2008.*