



APLICACIONES DE LA TELEDETECCIÓN EN ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS: USO DE SENTINEL-2 PARA LA ESTIMA DE BATIMETRÍA Y LA CARTOGRAFÍA DE HÁBITATS SUBMARINOS

Memoria del Trabajo Final de Máster

Máster en Tecnologías de la Información Geográfica: SIG y Teledetección

Universidad de Extremadura

Facultad de Filosofía y Letras

Departamento de Arte y Ciencias del Territorio

Junio de 2021

Autor: Fernando García González

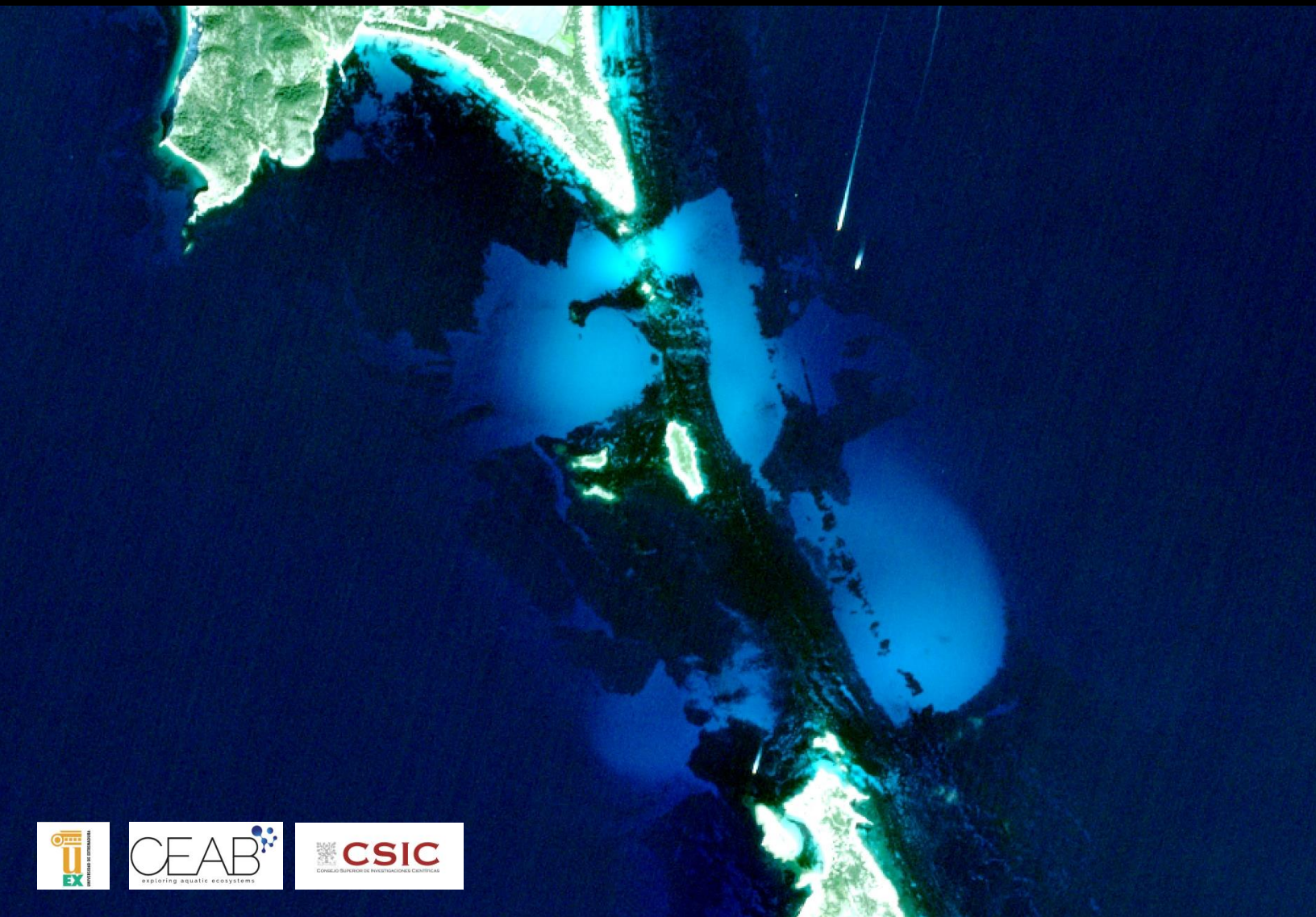
Tutora: Elia Quirós Rosado, Universidad de Extremadura

Cotutores: Emma Cebrián y Jordi Boada, Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CSIC)

APLICACIONES DE LA TELEDETECCIÓN EN ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS: USO DE SENTINEL-2 PARA LA ESTIMA DE BATIMETRÍA Y LA CARTOGRAFÍA DE HÁBITATS SUBMARINOS

Trabajo de Final de Máster
Máster de SIG y Teledetección
Universidad de Extremadura

Autor: Fernando García González Tutora: Elia Quirós Rosado Cotutores: Emma Cebrián y Jordi Boada



APLICACIONES DE LA TELEDETECCIÓN EN ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS: USO DE SENTINEL-2 PARA LA ESTIMA DE BATIMETRÍA Y LA CARTOGRAFÍA DE HÁBITATS SUBMARINOS

RESUMEN

Las zonas litorales están sometidas a crecientes presiones antrópicas que desencadenan cambios en sus ecosistemas. Gracias al monitoreo a gran escala de estos cambios se ha podido tomar conciencia del grave impacto que el ser humano está causando en estas regiones. Esto ha hecho que, tanto el número como la extensión de Áreas Marinas Protegidas vaya en aumento. Sin embargo, las técnicas tradicionales de muestreo requieren importantes inversiones de tiempo y recursos, esto hace que muchas de estas reservas no cuenten con el seguimiento oportuno. La teledetección se perfila como una de las herramientas con mejor relación coste-eficacia para el monitoreo de grandes extensiones de fondos marinos en aguas someras. En este estudio se comprueba la eficacia de la misión Sentinel-2 para generar una batimetría y una cartografía de hábitats submarinos. La batimetría resultante obtuvo un RMSE de 2 a 3 m mientras que la exactitud global de la cartografía estuvo entre el 79 y el 86%. Los resultados obtenidos son comparables con otros estudios realizados mediante teledetección e incluso con algunos realizados in situ. En conclusión, este trabajo indica que la plataforma Sentinel-2 puede ser de gran utilidad en la gestión de reservas marinas disminuyendo los costes de seguimiento y ampliando la escala de acción.

Palabras clave: Sentinel-2, cartografía de hábitats submarinos, batimetría derivada de satélite, áreas marinas protegidas, Islas Baleares

**REMOTE SENSING APPLICATIONS IN MARINE PROTECTED AREAS:
USING SENTINEL-2 FOR SATELLITE BATHYMETRY ESTIMATION AND BENTHIC
HABITAT MAPPING**

ABSTRACT

Coastal zones are under rising anthropic pressures, unchaining unprecedented changes in their ecosystems. Due to the efforts made to monitor these changes on a big scale, there is a rising awareness of human impact on these regions. This is motivating the establishment of new Marine Protected Areas. However, traditional tracking methods require important investments of time and resources. In consequence many of these reserves lack proper tracking. Remote sensing is set to be one of the most cost-efficient tools for monitoring great extensions of seabed in shallow water regions. This study shows the effectiveness of Sentinel-2 mission monitoring Els Freus de Ibiza y Formentera Marine Reserve. This is accomplished by generating and testing a Satellite Derived Bathymetry (SDB) and a benthic habitat cartography. Resulting SDB had an RMSE ranging from 2 to 3 m. Overall accuracies of the cartography ranged between 79 and 86%. These results are comparable to other remote sensing studies and even to in situ measurements. In conclusion, this work shows that Sentinel-2 platform could be useful for Marine Protected Areas management, lowering monitoring costs on big scales.

Keywords: Sentinel-2, benthic habitat mapping, satellite derived bathymetry, marine protected areas, Islas Baleares.

ÍNDICE

0. Introducción	7
1. Objetivos	9
2. Materiales y métodos	10
2.1. Zona de estudio	10
2.2. Datos	11
2.2.1. Datos de campo	11
2.2.2. Datos satélite	13
2.2.3. Datos auxiliares	14
2.3. Metodología	14
2.3.1. Preprocesamiento de las imágenes	16
2.3.2. Batimetría derivada de satélite	17
2.3.3. Clasificación supervisada	19
2.3.3. Extrapolación a toda la reserva	21
3. Resultados	22
3.1. Resultados de la batimetría derivada de satélite	22
3.1.1 Consideraciones previas	22
3.1.2 Fórmula batimétrica y cartografía	24
3.1.3 Análisis del error	25
3.2. Resultados de la clasificación supervisada	27
3.3. Resultados de la extrapolación a toda la reserva	30
3.3.1. SDB	30
3.3.2. Clasificación supervisada	31
4. Discusión y valoración de hallazgos	34
4.1 SDB	34
5. Conclusiones	37
Referencias bibliográficas	38

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Localización de la zona de estudio (p. 10)
- Figura 2. Tipos de hábitat presentes en la zona de estudio (p.12)
- Figura 3. Distribución de los datos de campo empleados y tipos de hábitat encontrados en la zona de estudio. (p. 12)
- Figura 4. Distribución de los datos de campo empleados y tipos de hábitat encontrados en la reserva marina (p. 13)
- Figura 5. Representación esquemática de la metodología (p. 16)
- Figura 6. Distribución final de las áreas de entrenamiento (p. 20)
- Figura 7. Regresión entre el logaritmo de las bandas 2 (azul) y 3 (verde). (p. 22)
- Figura 8. Regresión entre el logaritmo de las bandas 2 y 3 para distintos tipos de sustratos (p.23)
- Figura 9. Relación entre el ratio de las bandas 2 y 3 y la profundidad. (p. 24)
- Figura10. Estimación de batimetría por satélite (p. 25)
- Figura 11. Error de la SDB en la zona de estudio (p. 26)
- Tabla 1. Exactitudes globales de las clasificaciones empleando el algoritmo Random Forest con distintas configuraciones. (p. 29)
- Figura 12. Cartografía bionómica por satélite de la zona de estudio. (p. 29)
- Figura 13. SDB Reserva marina Es Freus. (p. 30)
- Figura 14. Error de la SDB Reserva marina Es Freus. (p. 31)
- Figura 15. Cartografía bionómica de la Reserva Marina Es Freus. (p. 32)
- Tabla 3. Matriz de confusión para todo el área marina protegida (p. 32)
- Figura 16. Distribución de los hábitats y puntos de validación (p. 33)
- Tabla 4. Distribución de hábitats en la Reserva Marina dels Freus de los 0 a los 20 m. (p. 33)

0. Introducción

La zona litoral de mares y océanos acoge una rica variedad de importantes ecosistemas. Además de fundamentales desde un punto de vista biológico, los ecosistemas costeros de aguas someras son también vitales para el ser humano (Martínez et al., 2007; Barbier et al., 2011). El interés de las diferentes sociedades en la zona costera entra en conflicto, en muchas ocasiones, con la preservación de la biodiversidad provocando cambios en estos ecosistemas.

Poder evaluar estos cambios ha sido clave para subrayar la magnitud de los impactos humanos en los ecosistemas naturales. Esto ha incrementado el interés público, y por tanto la motivación política, en la conservación del medio ambiente. La frase “nadie ama lo que no conoce”, puede entenderse en este contexto como “nadie tiene interés en conservar lo que no conoce”. Además, examinar los patrones de cambio puede ayudar a entender los mecanismos específicos que hay detrás de los mismos. De esta manera, las medidas de gestión destinadas a mitigar estos cambios pueden ser diseñadas de forma más eficiente.

En las últimas décadas se han registrado disminuciones drásticas en numerosas fundadoras de hábitats marinos como son los arrecifes de coral, las praderas marinas, o los bosques de algas pardas (Krumhansl et al., 2016). La pérdida de estas especies a menudo tiene un impacto directo en los servicios que estos ecosistemas aportan al ser humano.

Se estima que muchos más cambios se están produciendo en estos hábitats, sin embargo, el conocimiento disponible es escaso y las técnicas para conseguirlo son costosas. En este sentido, la teledetección se perfila como una herramienta útil para recabar información de calidad sobre zonas extensas a un bajo coste.

La teledetección espacial comprende un conjunto de conocimientos, técnicas y dispositivos dirigidos a la observación, análisis e interpretación de fenómenos atmosféricos, terrestres y marinos. Su principal fuente de datos son las medidas y las imágenes obtenidas desde plataformas aéreas y espaciales. Sus aplicaciones son múltiples y se encuentran en constante desarrollo.

En el ámbito marino, los primeros estudios mediante teledetección se limitaban al estudio de fenómenos del océano superficial como vientos, concentraciones de clorofila o blooms de algas tóxicas. Sin embargo, los avances técnicos producidos en las últimas décadas han expandido los límites de la teledetección haciendo que su uso se haya extendido hasta alcanzar el fondo marino.

Desde principios del nuevo milenio se han ido desarrollando multitud de trabajos en aguas claras y someras ya que el principal factor limitante de la teledetección de fondos marinos es la absorción de la luz por parte de la columna de agua (Lee et al., 2004). En general, una parte de la luz incidente es absorbida por las moléculas de agua, sin embargo, otra parte es absorbida por la materia en suspensión. Esta materia puede ser tanto inorgánica, como limos y arenas que se movilizan desde el fondo por efecto del oleaje, como orgánica, producto de procesos biológicos como los blooms de fitoplancton. Por tanto, el alcance de las técnicas de teledetección para analizar los fondos varía con las condiciones del mar. Por lo general la señal puede llegar hasta unos 10 o 20 m de profundidad en aguas claras, aunque existen ejemplos de fondos detectados correctamente hasta los 32 m (Poursanidis et al., 2019).

Debido a esto, los primeros ecosistemas estudiados fueron los arrecifes de coral. Estas zonas, además de reunir por lo general condiciones óptimas de claridad y poca profundidad del agua, presentan la ventaja de reflejar una gran parte de la luz incidente en ellas. Todo esto permite que la luz solar alcance el coral y sea reflejada, llegando a los sensores ubicados a bordo del satélite donde es registrada en forma de señal. Además, la ubicación remota de muchos arrecifes los hace especialmente susceptibles de ser estudiados desde el espacio (Maritorena et al., 1994; Kutser et al., 2020).

A medida que las constelaciones de satélites y sus sensores fueron aumentando en número y resolución espacial, los estudios en corales siguieron la misma tendencia (J. D. Hedley et al., 2005; Zhang, 2015; John D. Hedley et al., 2018). Además se comienzan a aplicar las técnicas de teledetección desarrolladas para arrecifes en otro tipo de ecosistemas ópticamente más complejos como las praderas marinas (Fornes et al., 2006) y otras regiones costeras (Eugenio et al., 2015; Marcello et al., 2018).

Por otro lado, en la actualidad se están desarrollando estudios de teledetección del fondo marino en dos ámbitos estrechamente relacionados. Por un lado, los estudios de estimación satelital de batimetría, también conocidos como *Satellite Derived Bathymetry* (SDB), que buscan calcular las profundidades de una zona marina a través de la información contenida en las bandas de las imágenes satelitales. Por otro, están los estudios de clasificación de hábitats submarinos que también reciben el nombre de bionomías o *Benthic Habitat Mapping* en inglés. Estas clasificaciones tratan de separar unos tipos de fondo de otros y cuantificar su extensión. Ambas metodologías se están aplicando con éxito en imágenes satelitales provenientes de diferentes plataformas.

Tanto las profundidades como el tipo de hábitat son informaciones clave en cualquier tipo de estudio sobre biodiversidad costera. La metodología tradicional para la obtención de profundidades son las campañas batimétricas mediante ecosonda multihaz a bordo de un buque oceanográfico. Para los estudios de fondos marinos se requiere personal especializado, equipos de buceo autónomo y una embarcación. En ambos casos las áreas que se cubren son relativamente pequeñas por unidad de tiempo y el coste económico es elevado. Poder realizar estos estudios a través de la teledetección supondría abaratar algunos costes y cubrir zonas más amplias.

Una de las constelaciones más prometedoras en este sentido es Sentinel-2 que está formada por dos satélites. Sentinel-2A que fue lanzado en 2015 y Sentinel-2B que fue lanzado en 2017. Ambos forman parte de la flota europea de satélites orientados a la toma de datos para el programa de vigilancia ambiental Copernicus de la Comisión Europea. Estos satélites llevan a bordo un único sensor denominado MultiSpectral Imager (MSI), capaz de muestrear 13 bandas espectrales. Su resolución radiométrica abarca por tanto desde el espectro visible hasta el infrarrojo de onda corta. En cuanto a su resolución temporal, el tiempo de revisita de cada uno de los dos satélites es de 10 días y el de revisita combinada es de 5 días, es decir, de un mismo lugar se obtiene una imagen diferente cada 5 días. Por último, la resolución espacial o tamaño de píxel de esta constelación varía según las bandas: desde los 10 m en el visible y banda 8 hasta los 20 ó 60 m en el resto de bandas (ESA, 2015).

Como se expuso anteriormente, los ecosistemas costeros están sujetos a múltiples presiones antropogénicas y climáticas (Maestro et al., 2019). La información disponible sobre estos hechos,

aunque insuficiente, va en aumento, lo cual está motivando un interés acentuado por la conservación marina. Este interés ciudadano se refleja en la voluntad política de aumentar la cantidad y superficie de áreas marinas protegidas. A pesar de que las reservas marinas van en aumento, muchas de ellas carecen del seguimiento y la protección adecuadas ya que esto implica importantes recursos tanto humanos como económicos. En este sentido, la teledetección presenta una relación entre coste y eficacia que la hace muy prometedora para el seguimiento y manejo de grandes extensiones de espacio marino.

Dentro de estas áreas marinas protegidas las diferentes especies se agrupan en comunidades que están estrechamente relacionadas con el tipo de sustrato o hábitat en el que viven. Estas relaciones pueden cambiar en distintas escalas de tiempo (Carr et al., 2011). Estas escalas pueden ir desde días, en el caso de perturbaciones puntuales como tormentas o vertidos contaminantes; semanas, en el caso de blanqueamientos de coral; a meses o años, en el caso de las especies invasoras. Para poder monitorear la variabilidad de estos ecosistemas se requieren estrategias efectivas que permitan gestionar estas zonas. La revisita constante, cada 5 días, de cualquier punto del planeta por parte de la plataforma Sentinel-2 desde 2015, convierte a esta constelación de satélites en el candidato ideal para monitorear cambios a cualquiera de las escalas anteriormente mencionadas. Además las imágenes se encuentran disponibles de manera gratuita para su estudio por parte de toda la comunidad científica.

1. Objetivos

El objetivo general de este estudio es corroborar la eficacia de la misión Sentinel-2 para el estudio de áreas marinas protegidas, y en un sentido más amplio, de toda la franja costera. Para ello se estudiará el caso concreto de la Reserva Marina dels Freus de Ibiza y Formentera. El trabajo se focalizará en una pequeña región al noroeste de la reserva con un alcance hasta los 20 metros de profundidad. Las herramientas diseñadas para esta zona de estudio serán posteriormente aplicadas a toda el área marina protegida

Para la consecución del objetivo general se han marcado los dos siguientes objetivos específicos. El primero consiste en elaborar y evaluar una batimetría derivada de imágenes Sentinel-2. El segundo objetivo específico consiste en elaborar y evaluar una cartografía de hábitats submarinos mediante el algoritmo de clasificación supervisada Random Forest, partiendo de imágenes Sentinel-2.

2. Materiales y métodos

2.1. Zona de estudio

La zona de estudio se sitúa en las aguas costeras del suroeste de Ibiza, dentro de la Reserva Marina dels Freus de Ibiza y Formentera. Esta reserva creada en 1999 coincide en su casi totalidad con las aguas del Parque Natural de Las Salinas de Ibiza y Formentera, declarado en 2001. Toda la zona está además catalogada como Lugar de Interés Comunitario (LIC ES000084) dentro de la Red Natura 2000 desde el año 2006.

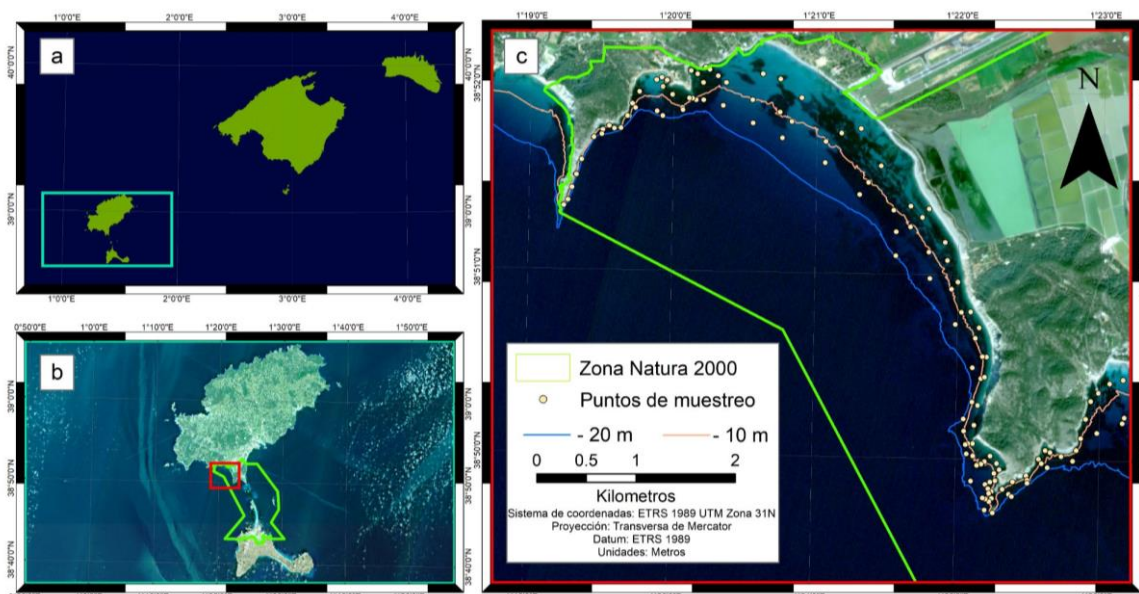


Figura 1. Localización de la zona de estudio

a. Islas Baleares, b. zona de Els Freus entre Ibiza y Formentera, c. zona de estudio. Las imágenes del satélite Sentinel-2B que se muestran en b y en c son una composición en color verdadero de las bandas 2, 3 y 4.

Este LIC, que comprende todo el paso entre Ibiza y Formentera, atesora importantes poblaciones de aves acuáticas y marinas, especies endémicas de flora y fauna, recursos pesqueros y una gran variedad de paisajes naturales. Bajo el agua predominan los fondos sedimentarios de arena que coexisten con zonas rocosas. Las profundidades oscilan desde aguas calmas y someras hasta zonas de 60 m de profundidad. El rango mareal es inferior a 0,2 m y la temperatura del agua varía estacionalmente entre los 14 y los 24 °C.

La reserva de los Freus presenta distintos hábitats marinos, en función del tipo de superficie, la morfología del terreno y el hidrodinamismo de la zona. Dentro de la reserva, la comunidad dominante son las praderas de *Posidonia oceanica* (especie y hábitat protegido por la Directiva Hábitats UE)

ocupando el 33% del área total protegida. Las praderas de Posidonia se distribuyen entre los 0 y los 50 metros en las islas Baleares aunque en la reserva de los Freus, la mitad de éstas se encuentran por encima de los 30 m. Otras comunidades presentes en esta franja de 30 m de profundidad son los fondos blandos de arenas finas y, en menor extensión, las comunidades de algas fotófilas. Por debajo de los 30 m abundan las comunidades de fondos detríticos, que representan en su conjunto más del 25% de la superficie total del LIC, y las comunidades de maërl. Todas ellas presentan un estado de conservación bueno o muy bueno exceptuando algunas comunidades afectadas por la presencia de algas invasoras. Los niveles de biodiversidad también son elevados con más de 900 especies censadas.

De los 164,4 km² de espacio marítimo y terrestre protegido la zona de estudio abarca 5 km² de reserva marina con unas profundidades comprendidas entre los 0 y los 20 m. Esta zona se localiza en la zona Nor-oeste de la reserva, y se caracteriza por presentar desde zonas de playas con arenas finas a acantilados (Fig. 1c).

2.2. Datos

2.2.1. Datos de campo

Los datos de campo fueron tomados a lo largo de 6 campañas realizadas entre los años 2000 y 2004. Estas campañas fueron realizadas por investigadores del Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB) perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), a través de un convenio de colaboración con la Consejería de Agricultura y Pesca del Gobierno de las Islas Baleares. El objetivo de estas campañas fue estudiar el efecto reserva en distintas zonas protegidas de baleares. Estos datos fueron cedidos para el presente estudio.

En la toma de datos se empleó una embarcación ligera, equipos de buceo autónomo para reconocer *in situ* los tipos de comunidades, un GPS y una ecosonda portátil para registrar las profundidades. En cada punto muestreado se registraron: el tipo de comunidad, la profundidad y las coordenadas.

Visualmente se describieron 28 comunidades a distintas profundidades. Sin embargo, el número de comunidades presentes en la franja de menos de 20 m de profundidad es significativamente menor. Además algunas comunidades presentan características muy similares a nivel de estructura y funcionalidad, por lo que algunas de ellas se han agrupado bajo el paraguas de un mismo hábitat. Por ejemplo, diversos tipos de comunidades de arena de distintos grosores se han agrupado en un hábitat denominado fondos de arena. De manera similar, las comunidades de algas pardas se han agrupado bajo el mismo hábitat con el nombre de algas fotófilas. A estas dos categorías se han añadido otras 2, la *Posidonia oceanica* y la *Cymodocea nodosa*, ambas tienden a formar praderas mayoritariamente monoespecíficas. Finalmente las 4 categorías o tipos de hábitat que se emplearon en el estudio fueron: praderas de *Posidonia oceánica*, fondos de arena, algas fotófilas en rocas y comunidades de *Cymodocea nodosa* (Figura 2).

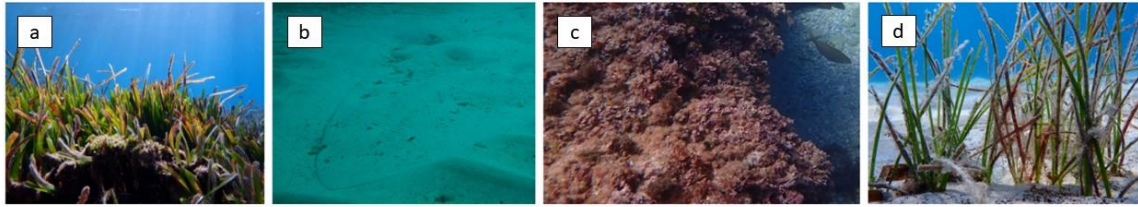


Figura 2. Tipos de hábitat presentes en la zona de estudio

a. praderas densas de *Posidonia oceanica*, b. fondos de arena, c. algas fotófilas en rocas, d. comunidades de *Cymodocea nodosa*. Fuente: Proyecto de ciencia ciudadana Observadores del Mar (<https://www.observadoresdelmar.es/>).

De todos los datos tomados durante las 6 campañas se seleccionaron sólo aquellos puntos tomados a menos de 20 m de profundidad. En la zona de estudio se seleccionaron un total de 132 puntos, de los cuales 75 se corresponden con *Posidonia oceanica*, 26 con arena, 28 con algas fotófilas y 3 con *Cymodocea nodosa* (Figura 3).

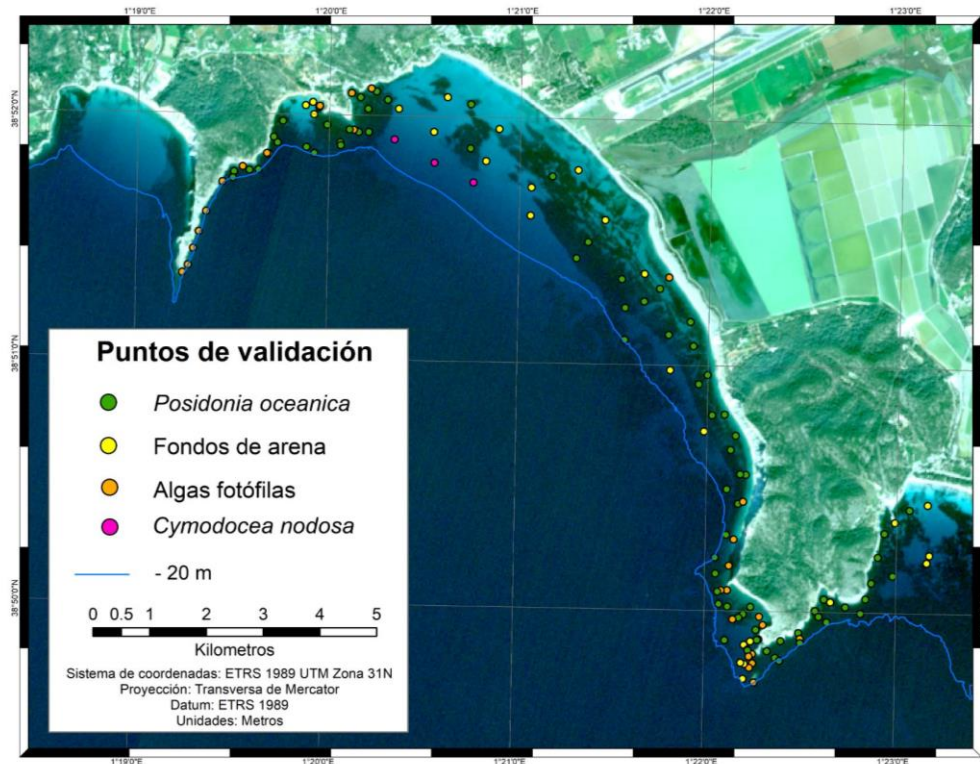


Figura 3. Distribución de los datos de campo empleados y tipos de hábitat encontrados en la zona de estudio.

Una vez analizada la zona de estudio, los análisis se extrapolan cubriendo la totalidad de la reserva marina. Para ello es necesario contar con puntos de validación a lo largo de toda el área marina protegida. De todos los datos proporcionados por el CEAB, se escogieron todos aquellos que se encontraban dentro de la reserva y en la franja de menos de 20 m de profundidad. En total se seleccionaron 550 puntos, de éstos 283 resultaron ser *Posidonia oceanica*, 116 arena, 139 algas fotófilas y 12 *Cymodocea nodosa*. La isla de Espardell, aunque pertenece a la reserva, no se ha incluido en este estudio por presentar poca superficie analizable en la franja de los 0 a los 20 m de profundidad.

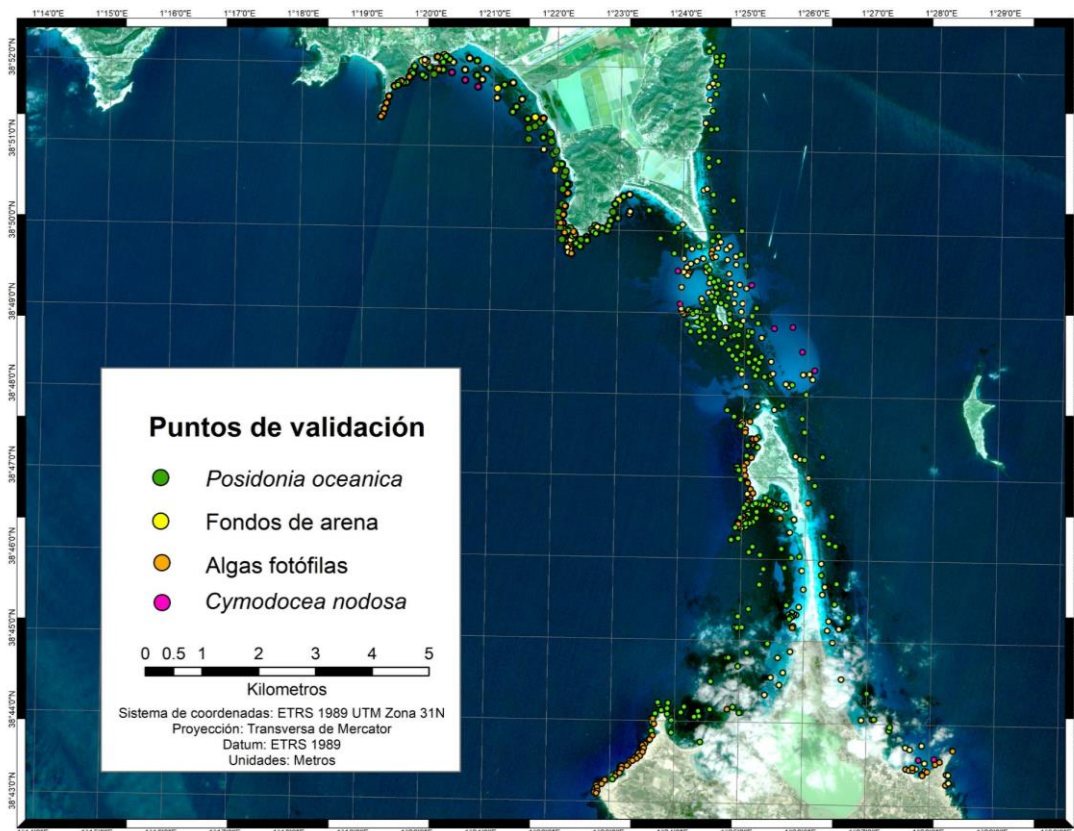


Figura 4. Distribución de los datos de campo empleados y tipos de hábitat encontrados en la reserva marina.

2.2.2. Datos satélite

Las imágenes de satélite empleadas en este estudio fueron adquiridas por Sentinel-2B, el segundo de los dos satélites de órbita polar Sentinel-2 que sobrevuelan la tierra a 786 km de distancia.

Tras una búsqueda exhaustiva en Copernicus Open Access Hub, se descargaron las imágenes S2B_MSIL2A_20200222T103939_N0214_R008_T31SCD_20200222T142018 que incluye la isla

de Ibiza y S2B_MSIL2A_20200222T103939_N0214_R008_T31SCC_20200222T142018 que contiene la isla de Formentera. Estas imágenes tomadas por el satélite Sentinel-2B el 22 de Febrero de 2020 abarcan el área de estudio completa así como todo el parque natural. Se seleccionó esta fecha por presentar las condiciones más óptimas de luminosidad, transparencia del agua y ausencia de nubes y reflejos solares. El nivel de procesamiento de las imágenes es 2A, se encuentran corregidas tanto a nivel radiométrico como atmosférico y están proyectadas sobre la superficie de la Tierra. La información que muestran se corresponde por tanto a la reflectancia a nivel de la superficie terrestre. El sistema de coordenadas de referencia que emplean es el UTM/WGS84.

2.2.3. Datos auxiliares

Como cartografía de apoyo de mayor resolución, se emplearon las ortofotos PNOA_ANUAL_2010_OF_ETRS89_HU31_h50_0798 del año 2010 y PNOA_ANUAL_2018_OF_ETRS89_HU31_h50_0798 del año 2018. Estas ortofotos fueron seleccionadas por ser las que menos reflejos solares y mejor visibilidad del fondo presentaron, y fueron descargadas del Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica.

También fue utilizada Ecocartografía de Baleares a escala 1:1000, desarrollada en 2008 dentro del plan de Ecocartografías del litoral español que lleva a cabo la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar. Esta cartografía, que incluye mapas de distribución de comunidades de especies y una batimetría de detalle realizada con ecosonda multihaz, está disponible a través de la web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

2.3. Metodología

Partiendo de las imágenes S2 de 13 bandas, se seleccionan las 5 bandas de menor longitud de onda por ser las que presentan una mayor penetración en la columna de agua: banda 1 (443 nm), banda 2 (490 nm) correspondiente al azul, banda 3 (560 nm) correspondiente al verde, banda 4 (665 nm) correspondiente al rojo, y banda 5 (705 nm). También se toma la banda 8 (842 nm) correspondiente al infrarrojo, esta banda de mayor longitud de onda es absorbida por la superficie del agua pero reflejada por la superficie terrestre. Esta característica la hace idónea para discernir estas dos superficies.

Las 6 bandas que finalmente se emplearon en el estudio fueron preprocesadas como se detalla a continuación. En concreto se aplicaron 3 preprocesos, en primer lugar un remuestreo, segundo un recorte y finalmente se eliminaron la parte terrestre y las aguas profundas (ver más abajo).

A la información espectral contenida en las bandas preprocesadas se le añaden los datos de campo. Estos datos de campo consisten en una capa de puntos cuya tabla de atributos contiene: la profundidad de cada punto, sus coordenadas y el tipo de comunidad presente.

Toda esta información es combinada para generar 2 productos: una batimetría derivada de satélite o SDB (Satellite Derived Bathymetry) y una clasificación supervisada de los hábitats presentes en el fondo marino.

Para el desarrollo de la batimetría se partirá de la imagen Sentinel-2 y un set de puntos de profundidades tomados en el área de estudio. Con estos datos se derivará una fórmula batimétrica. Esta fórmula servirá para calcular las profundidades a partir de la imagen de satélite. Con ella, se realizará el cálculo de las profundidades para cada píxel de la zona de estudio. Estas profundidades calculadas serán contrastadas con un set de datos de profundidades tomadas en la zona de estudio. Este set de puntos será independiente del empleado para el cálculo de la fórmula. El ajuste entre las profundidades reales y las teóricas se evaluará a través del Error Cuadrático Medio o Mean Root Mean Square Error (RMSE). Si el ajuste es bueno, se procederá a aplicar esta misma fórmula para calcular las profundidades en todo el área de estudio. Finalmente se calculará el RMSE para esta batimetría de mayor extensión y se comparará con el RMSE de la zona de estudio. En ambos casos la batimetría cubrirá desde los 0 a los 20 m.

Para la elaboración de la cartografía de hábitats. Se partirá también de la imagen Sentinel-2 de la zona. Sobre esta imagen se trazarán una serie de polígonos delimitando distintos tipos de hábitats. Para ello se contará con unas ortofotos de la zona de mayor resolución como cartografía de apoyo. Estos polígonos se denominan áreas de entrenamiento y para construirlos se contará con la ayuda de personal especializado en monitoreos submarinos en la zona. Estas áreas de entrenamiento serán empleadas por un algoritmo para clasificar todos los fondos de la zona de estudio. Esto dará como resultado una cartografía de fondos marinos generada por teledetección, hasta los 20 m de profundidad. Para comprobar si esta cartografía se ajusta a la realidad se empleará un set de datos que contiene el tipo de fondo observado en diferentes puntos. Así se podrá estimar cuántas veces la cartografía elaborada acierta o falla a la hora de predecir la realidad. Si la precisión es buena, se emplearán los mismos métodos para extrapolar la cartografía a toda la reserva marina. Por último, esta cartografía que abarca toda el área marina, será también evaluada con un nuevo set de datos de verdad terreno. Las exactitudes de ambas cartografías podrán ser entonces comparadas. La Figura 3 expone de manera esquemática la metodología seguida en este estudio.

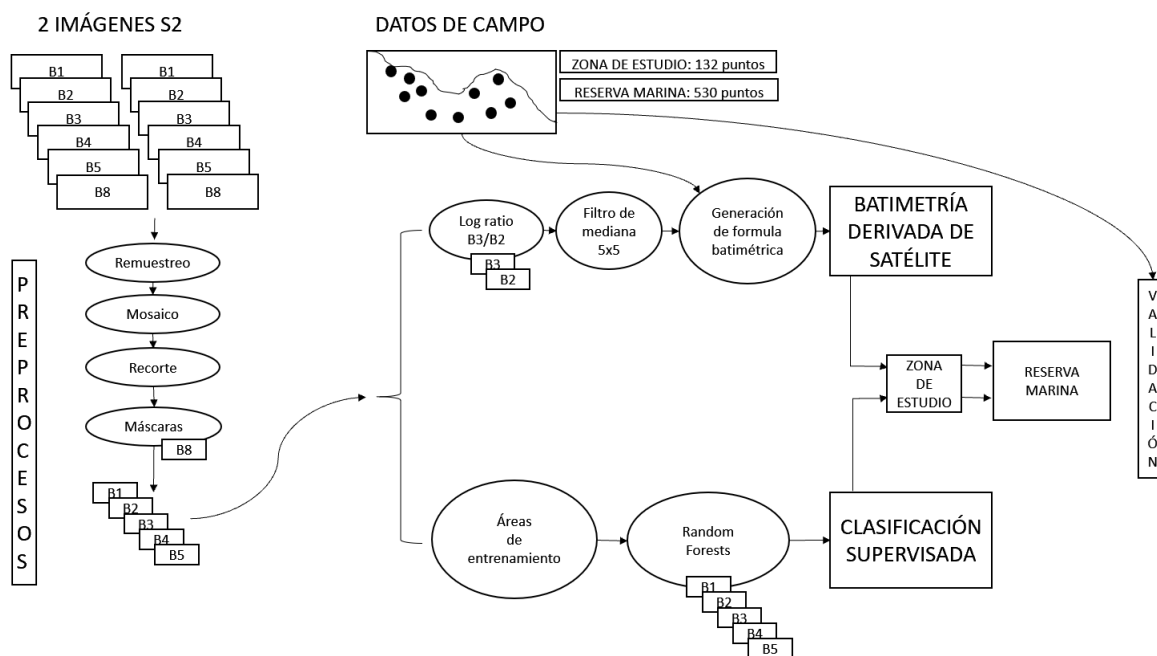


Figura 5. Representación esquemática de la metodología

2.3.1. Preprocesamiento de las imágenes

Antes de extraer información cuantitativa o cualitativa de las imágenes Sentinel-2 nivel 2A, se realizaron los siguientes procesos: remuestreo, mosaicado, recorte y eliminación de zonas mediante máscaras. Para ello se emplea el software Sentinel Application Platform (SNAP) creado para el procesamiento de imágenes Sentinel por la Agencia Espacial Europea.

2.3.1.1. Remuestreo. Las bandas que componen las imágenes Sentinel-2 presentan píxeles de diferentes tamaños. La banda 1 tiene una resolución espacial de 60 m. Las bandas 2, 3 y 4 correspondientes a la parte visible del espectro tienen una resolución espacial de 10 m al igual que la banda 8 correspondiente al infrarrojo. Finalmente la banda 5 tiene una resolución espacial de 20 m. Mediante el preproceso de remuestreo las bandas con píxeles de mayor tamaño reducen el tamaño de píxel a 10 m de modo que todas las bandas quedan igualadas.

2.3.1.2. Mosaico. Al encontrarse parte de la reserva marina en una imagen y parte en la otra se hace necesario fusionar la información espectral de ambas imágenes. Este proceso se denomina mosaico y requiere que todas las bandas tengan la misma resolución espacial.

2.3.1.3. Recorte. Cada imagen Sentinel-2 cubre 100 km², al fusionar dos de ellas la extensión es aún mayor por lo que se procede a recortar, o lo que es lo mismo, tomar un subconjunto de esta imagen que contenga únicamente la reserva y dentro de ella la zona de estudio.

2.3.1.4. *Máscara de tierra y aguas profundas.* Eliminar la parte terrestre es un paso clave en los estudios de teledetección costera ya que al desaparecer de la imagen la zona de tierra emergida se realzan las características de la parte sumergida. Para discriminar la tierra del mar se emplea la banda 8, ya que el infrarrojo cercano es absorbido por el agua pero reflejado por la superficie terrestre. Se seleccionan todos los píxeles de esta banda con valores inferiores a 0.05 correspondientes a la superficie del mar y con ellos se genera una máscara que se emplea para recortar las bandas de la 1 a la 5.

También se eliminan todas las zonas de la imagen con profundidades superiores a los 20 m. Como se expuso en la introducción, al emplear la teledetección a mayores profundidades es difícil obtener resultados satisfactorios debido a la absorción de luz por parte de la columna de agua. Para discernir estas zonas más profundas se empleó la batimetría de la Ecocartografía de Ibiza y Baleares. Con ella se recortó la imagen y eliminaron las zonas profundas. El área de estudio final, definida entre la línea de costa y el veril de 20 m, tiene una extensión de 5 km².

Se procede de igual forma en el resto de la reserva marina, eliminando la tierra y las profundidades superiores a 20 m. De los 164,4 km² de extensión total de la reserva marina, se seleccionan finalmente 34,6 km².

2.3.2. Batimetría derivada de satélite

La batimetría derivada del satélite, tiene un potencial significativo para mejorar nuestro conocimiento de las regiones costeras. Este método de análisis batimétrico cubre mayores extensiones con unos costos mucho menores que las tradicionales batimetrías acústicas, realizadas mediante embarcaciones equipadas con sonar. Es además una solución no intrusiva porque no se requiere movilización in-situ, eliminando riesgos y cualquier impacto ambiental. Este método es por tanto idóneo para ser aplicado en áreas marinas protegidas.

Partiendo de una imagen satelital multiespectral y empleando el principio atenuación de la luz con la profundidad (Lee et al., 2004), es posible estimar la profundidad de la columna de agua que se encuentra bajo cada píxel de la imagen. La luz proveniente del sol atraviesa la atmósfera y penetra en el mar alcanzando profundidades variables en función de las características del agua. Esta luz es reflejada por el fondo y devuelta hacia el satélite atravesando de nuevo la columna de agua y la atmósfera. Parte de la señal electromagnética se pierde en este camino de vuelta, pero un cierto porcentaje es capaz de atravesarla. Esta parte de la señal que finalmente alcanza el sensor a bordo del satélite puede ser relacionada con la profundidad a la que se encontraba el fondo marino donde se reflejó.

Existen dos métodos para relacionar profundidades y señal electromagnética. Por un lado está el conocido como método de Transformación Lineal propuesto por Lyzenga et al. (Lyzenga, 1978; Lyzenga, 1981; Lyzenga et al., 2006). Por otro lado existe el método de Transformación mediante Ratios de Bandas propuesto por Stumpf et al. (Stumpf et al., 2003; Caballero & Stumpf, 2019). En este trabajo se siguió el método de recuperación de profundidades a partir de la teledetección definida por Stumpf et al.

Un problema que se plantea a la hora de realizar SDB es que diferentes tipos de fondo reflejan o absorben la luz de manera diferente. La *Posidonia oceanica*, por ejemplo, tiende a formar praderas densas que aparecen como manchas oscuras en las imágenes de satélite. Este color oscuro se debe a que gran parte de la luz que incide en ellas es absorbida. Se considera, por tanto, que tienen una baja reflectancia o albedo. Por el contrario, los fondos de arena aparecen muy claros en las imágenes ya que reflejan gran parte de la luz incidente, es decir tienen una alta reflectancia o lo que es lo mismo un elevado albedo. El método de Stumpf et al. basado en el ratio entre bandas se basa en la suposición de que, el ratio entre bandas es independiente del tipo de albedo del fondo y por tanto se relaciona directa y únicamente con la profundidad.

En este estudio se genera un algoritmo específico, modificando el ratio de bandas de Stumpf et al. para realizar una estimación de la batimetría a partir de las imágenes Sentinel-2. Para ello se emplean las bandas 2 (490 nm) y 3 (560 nm) por tener la mejor penetración y resolución. Este algoritmo toma el logaritmo del ratio de las bandas 2 y 3 en cada píxel y estima la profundidad píxel por píxel generando un ráster de profundidades.

En primer lugar se genera un ráster con el logaritmo del ratio de las dos bandas mediante la siguiente expresión.

$$x = \frac{\ln(1000 * B3)}{\ln(1000 * B2)}$$

El factor fijo de 1000, es simplemente un valor que ha sido seleccionado para asegurar que el resultado del logaritmo sea siempre positivo y pueda producir una respuesta lineal con la profundidad.

Al este ráster se le pasa un filtro de mediana de 5x5 para eliminar valores extremos generados en el cálculo del ratio (Dimosthenis Traganos & Reinartz, 2018a). Este filtro toma todos los píxeles en un vecindario de 5x5 píxeles y asigna al píxel central el valor de la mediana de esos 25 píxeles. Se utiliza el filtro de mediana y no el de media por ser el filtro de mediana menos sensible a los valores extremos, de modo que estos son eliminados.

En segundo lugar, sobre este ráster del logaritmo del ratio filtrado se extraen los valores de ciertos píxeles en los que la profundidad es conocida. Para ello se emplea el set de datos de campo. De los 132 puntos disponibles, se seleccionan el 75% (100 puntos) para la realización de la batimetría reservando un 25% de los datos para la validación (32 puntos). Se comprueba que estos 100 puntos que serán empleados para la batimetría se encuentran distribuidos homogéneamente por profundidades y tipos de hábitat. En estos puntos de profundidad conocida se procede a extraer los valores que tiene el ráster del ratio. Esto va a permitir estudiar la relación entre profundidades reales y valores espectrales de las imágenes, a través del ratio entre bandas 2 y 3.

Con los datos de los 100 puntos se establece una relación entre las profundidades reales y el logaritmo del ratio. Estos datos son graficados usando los valores del ratio en el eje de las x, y las profundidades reales como valores de y, generando una recta de regresión lineal. De esa recta de regresión lineal se obtiene la fórmula que relaciona los valores del logaritmo del ratio con las profundidades. La fórmula batimétrica así calculada se muestra a continuación.

$$Z = - 36.294x + 39.69$$

Puesto que se conocen los valores de las bandas 2 y 3 en cada píxel de la imagen, se puede derivar el valor del logaritmo del ratio en cada píxel, este es el valor x . Empleando la fórmula batimétrica, con este valor x se puede calcular la profundidad, valor Z , para todos los píxeles de la imagen. Hay que mencionar que esta fórmula es específica para esta zona de estudio e imagen de satélite.

2.3.3. Clasificación supervisada

Uno de los principales objetivos de la teledetección costera es el de obtener una cartografía de hábitats del fondo del mar. Esta cartografía es la representación de los distintos tipos de coberturas o hábitats que se pueden detectar desde el sensor. Para diferenciar las distintas clases de hábitat es necesario realizar un proceso que asigne a cada píxel de la imagen una etiqueta correspondiente a una de las clases. Este proceso se denomina clasificación y puede realizarse de dos formas: de manera supervisada o de manera no supervisada. En el caso de las clasificaciones no supervisadas, los píxeles se agrupan automáticamente en clases según su parecido, es decir, se considera que los píxeles con firmas espectrales similares pertenecen a un mismo tipo de hábitat. En el caso de las clasificaciones supervisadas, el usuario fija cuales van a ser las clases de hábitat y las define mediante unas muestras. Estas muestras se denominan áreas de entrenamiento y consisten en un grupo de píxeles de un hábitat o cobertura conocidos. Mediante estas áreas de entrenamiento se definen los valores de las bandas para los distintos hábitats. Estos valores se conocen como las firmas espectrales de los hábitats. La clasificación supervisada consiste en comparar cada píxel de la imagen con estas firmas y otorgarle el valor de la categoría de hábitat que más se le asemeje. En este estudio se definieron 4 clases de hábitat mediante áreas de entrenamiento y se realizaron una serie de clasificaciones supervisadas empleando el algoritmo Random Forest. Se empleó el software ArcGis para definir las áreas de entrenamiento y realizar el análisis de exactitud, el resto de procesos fueron llevados a cabo utilizando el software SNAP.

2.3.3.1. Áreas de entrenamiento. La definición de estas áreas es un paso crucial a la hora de realizar una clasificación supervisada. La forma más precisa de establecer estas áreas es mediante la inspección in situ de la zona de estudio. En el caso del presente estudio se contó con la colaboración de las personas que realizaron la toma de datos bajo el agua para definir estas zonas. Para ello, además de las imágenes Sentinel-2 de 10 m de resolución, se emplearon ortofotos de la zona de los años 2010 y 2018 las cuales poseen un tamaño de píxel de 0.25 m de resolución. A estas ortofotos se les superpuso una malla de 10x10 m² correspondiente a la localización de los píxeles de la imagen Sentinel-2. De esta manera se fueron trazando los polígonos delimitando los distintos tipos de hábitat, asegurándose de que estos polígonos se correspondieran con píxeles completos de Sentinel. Para cada una de las 4 clases de hábitat se definió un número suficiente de polígonos asegurando la representación de todas las clases y un buen equilibrio entre ellas. Además, se evitó trazar polígonos sobre los puntos muestreados de forma que éstos sean independientes del proceso de clasificación y puedan ser usados posteriormente en la fase de comprobación de la exactitud.

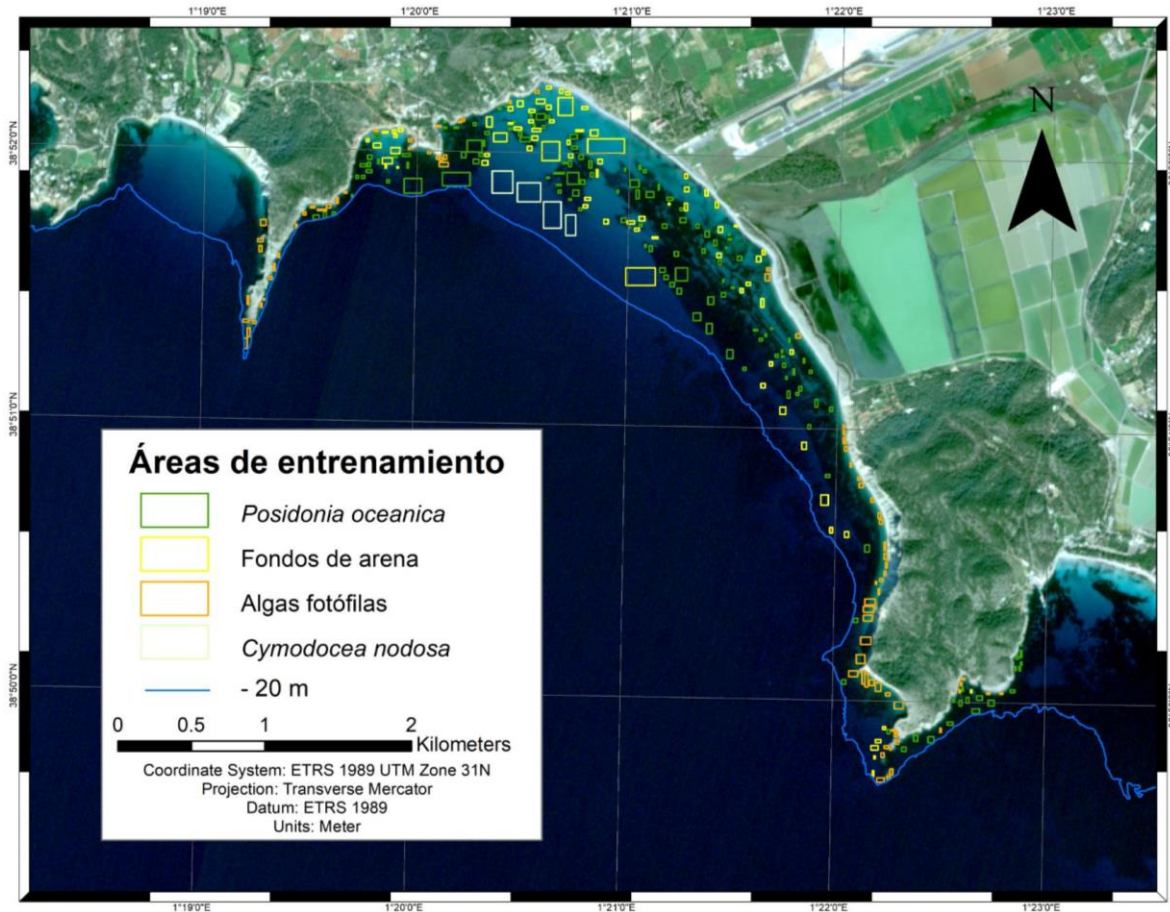


Figura 6. Distribución final de las áreas de entrenamiento

2.3.3.2. *Algoritmo de clasificación supervisada Random Forest.* Este algoritmo utiliza píxeles aleatorios de las áreas de entrenamiento para generar árboles de decisión binarios. El usuario define cuántos árboles de decisión serán creados, estos árboles son los que conforman el “bosque”. Como cada píxel tiene un valor diferente en cada una de sus bandas y además cada árbol utiliza píxeles diferentes, todos los árboles son distintos. El algoritmo utiliza todos estos árboles para evaluar cada uno de los píxeles de la imagen. Es decir, el mismo píxel es evaluado por cada uno de los árboles y cada uno le otorgará una de las posibles clases. Como los árboles se construyen de manera aleatoria no todos coinciden en su resultado. Al final el píxel es catalogado dentro de la clase que más árboles tiene a su favor (Breiman, 2001). Además el algoritmo realiza una validación cruzada con los datos de entrada, es decir, las área de entrenamiento. En esta validación cruzada se da una estimación de la exactitud y se genera un ranking de importancia de bandas. En el ranking puede verse qué bandas son las que han tenido mayor importancia en el proceso de clasificación (Belgiu & Drăguț, 2016).

2.3.2.3. *Análisis de exactitud.* Como toda modelización, la clasificación supervisada ha de ser posteriormente validada a través de datos independientes. De esta manera se puede contrastar si el tipo de hábitat asignado en un determinado punto por el algoritmo coincide con el hábitat real. Para ello se emplea el set de 132 datos de campo como puntos de validación.

En el caso de las clasificaciones generadas mediante técnicas de teledetección el análisis de exactitud se basa en las matrices de error, también conocidas como matrices de confusión. En ellas se comparan los valores reales con los clasificados para cada uno de los puntos de validación. Mediante la matriz de confusión es fácil visualizar el número de aciertos y fallos que ha tenido el clasificador en cada una de las clases. También permite entender qué clases son las que el algoritmo más confunde entre sí.

De la matriz pueden extraerse distintos índices estadísticos de exactitud. En el caso de este estudio se emplearán 3 de estos indicadores. En primer lugar, la exactitud global que es el cociente entre el número de aciertos y el número total de puntos de validación. En segundo, la exactitud del productor para cada una de las clases que es el cociente entre los aciertos en una determinada clase y el número total de puntos de esa clase. Es similar a la exactitud global pero se aplica clase por clase. Por último, la exactitud del usuario para cada una de las clases, es el cociente entre los aciertos de una clase y el total de puntos de validación clasificados como tal clase (Congalton, 1991). Mientras que la exactitud del productor es un estadístico muy relevante para las personas que trabajan en la realización de las cartografías, la exactitud del usuario es más significativa para las personas que se dedican a la gestión del territorio y emplearán los mapas generados para la toma de decisiones.

2.3.3. Extrapolación a toda la reserva

Una vez obtenida la fórmula batimétrica y teniendo el algoritmo entrenado y calibrado en la zona de estudio, estas herramientas pueden ser empleadas más allá. En este caso ambas técnicas son aplicadas a toda la extensión del área marina protegida, generándose para toda la reserva dos tipos de cartografías.

En primer lugar se elaboró una cartografía de profundidades estimadas o batimetría por satélite y se procedió a su validación. Para ello se seleccionaron aleatoriamente 100 puntos de los 530 disponibles a lo largo de toda la reserva. Se comprobó que estos puntos estaban homogéneamente distribuidos sobre los diferentes tipos de sustratos.

En segundo lugar se generó una cartografía temática completa de los tipos de hábitat presentes en la reserva. Posteriormente se realizaron los análisis de exactitud de ambas cartografías, de la misma manera que se procedió para la zona de estudio. Se emplearon para ello los 530 puntos disponibles.

3. Resultados

3.1. Resultados de la batimetría derivada de satélite

3.1.1 Consideraciones previas

La metodología descrita por Stumpf et al. (2003) se basa en la suposición de que el ratio de las reflectancias de las bandas 2 y 3 es independiente del tipo de hábitat y varía sólo en función de la profundidad. A mayor profundidad, menor el valor del ratio.

Para que la condición se cumpla, y el ratio de bandas sea independiente del tipo de fondo, la relación entre los logaritmos de las bandas debe ser lineal y presentar un buen ajuste (Dimosthenis Traganos & Reinartz, 2018a). Esto indicaría que la relación entre estos dos factores (banda 2 y banda 3) no está influida por un tercero (tipo de fondo). Si esto es así, la condición se cumple y al calcular el ratio (banda 2 y banda 3) este se considera dependiente sólo de la profundidad e independiente de otro factor (tipo de fondo).

Para validar esta condición se representaron en un gráfico de dispersión los valores del logaritmo de la banda 3 versus los valores del logaritmo de la banda 2. Se realizaron 2 representaciones, la primera con los 100 puntos de profundidades comprendidas entre los 2 y los 20 m (Fig. 6a). En la segunda representación se seleccionaron únicamente los 36 puntos más superficiales, entre los 2 y los 8 m (Fig. 6b).

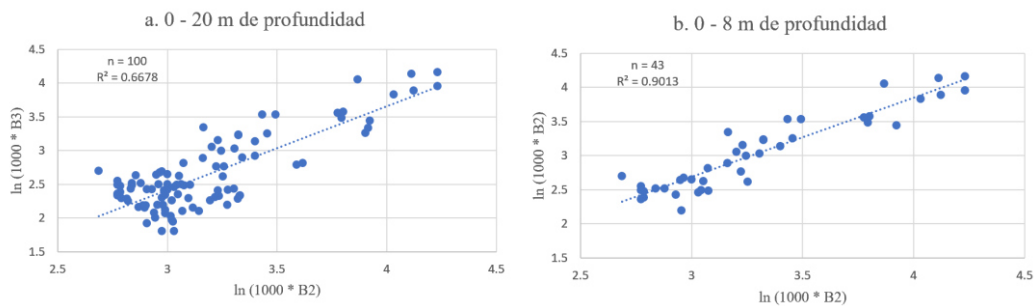


Figura 7. Regresión entre el logaritmo de las bandas 2 (azul) y 3 (verde).

Para que la condición de Stumpf se cumpla, y el ratio sea independiente del tipo de fondo los valores de los gráficos deberían distribuirse de manera lineal y con un buen ajuste.

De los 100 puntos, 58 se corresponden con praderas de *Posidonia oceanica*, 21 con fondos de arena, 19 con algas fotófilas y 3 con *Cymodocea nodosa*. En el caso de los 43 puntos, 19 son de *Posidonia* (44%), 10 de arena (23%) y 14 de algas fotófilas (33%). En ambos gráficos, por tanto, los 4 hábitats con sus respectivos albedos están representados.

Puede comprobarse en la figura 6b que la relación entre bandas es constante en los primeros 8 m de la columna de agua, con un $R^2 = 0.90$. Sin embargo a mayores profundidades, figura 6a, el ajuste no es tan bueno, $R^2 = 0.66$.

Se puede considerar por tanto que, en la zona de estudio con los datos disponibles y para estas determinadas condiciones del agua, la condición de Stumpf. et al se cumple hasta los 8 m. Es decir, el logaritmo del ratio explica los cambios en profundidad a menos de 8 m, lo cual puede emplearse para generar una batimetría fiable. A mayores profundidades el logaritmo del ratio no consigue explicar de manera tan certera los cambios de profundidad, ya que influyen otras variables. Una de las variables que puede afectar a la predicción de la profundidad a partir del ratio en aguas entre los 8 y los 20 m es el tipo de fondo.

Para comprobar si el tipo de fondo tiene una relación con el ratio se compararon los ratios del hábitat con mayor albedo (fondos de arena, figura 7b) con el hábitat de menor albedo (praderas de *Posidonia oceánica*, figura 7a). En este caso se incluyeron puntos de todas las profundidades entre los 2 y los 20 m.

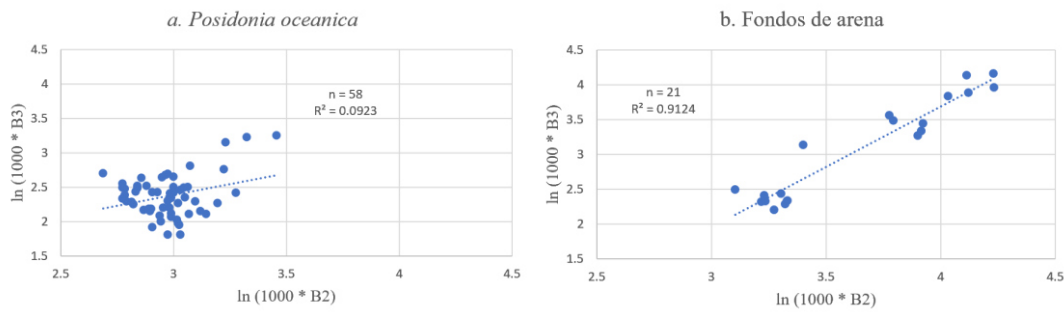


Figura 8. Regresión entre el logaritmo de las bandas 2 y 3 para distintos tipos de sustratos

En el caso de los fondos de arena (fig 6a), la relación entre las bandas 2 y 3 se mantiene constante y con un buen ajuste de $R^2 = 0.91$ en todas las profundidades. Es decir, puede considerarse que el valor del ratio derivado de estas bandas sí que varía únicamente en función de la profundidad, cumpliéndose la condición de Stumpf hasta los 20 m.

Por el contrario, en el caso de los fondos de posidonia (Fig 7b) el ajuste es de $R = 0.09$, sugiriendo una ausencia de relación entre las bandas 2 y 3. Por lo tanto, emplear esta relación para derivar la profundidad podría conducir a error ya que la condición de Stumpf no se cumple. Es por esto que en la SDB, las profundidades calculadas para las zonas de posidonia podrían contener mayores porcentajes de error, sobretodo en puntos situados a más de 8 m.

3.1.2 Fórmula batimétrica y cartografía

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, se procedió al cálculo de la fórmula batimétrica específica para la zona de estudio como se muestra en la figura 5. Para ello se emplearon los 100 puntos entre los 0 y los 20 m cubriendo todos los tipos de hábitats.

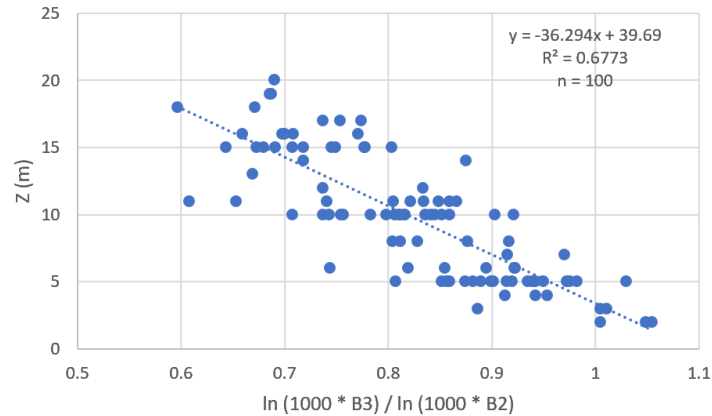


Figura 9. Relación entre el ratio de las bandas 2 y 3 y la profundidad.
A medida que la profundidad aumenta, el ratio disminuye.

Como se ha expuesto previamente, la relación del ratio con la profundidad no es del todo independiente del tipo de hábitat, debido a esto el ajuste de la regresión presenta un valor bajo, $R = 0.68$.

Esta fórmula se aplicó píxel a píxel en la imagen Sentinel-2 para toda la zona de estudio, generando la siguiente SDB.

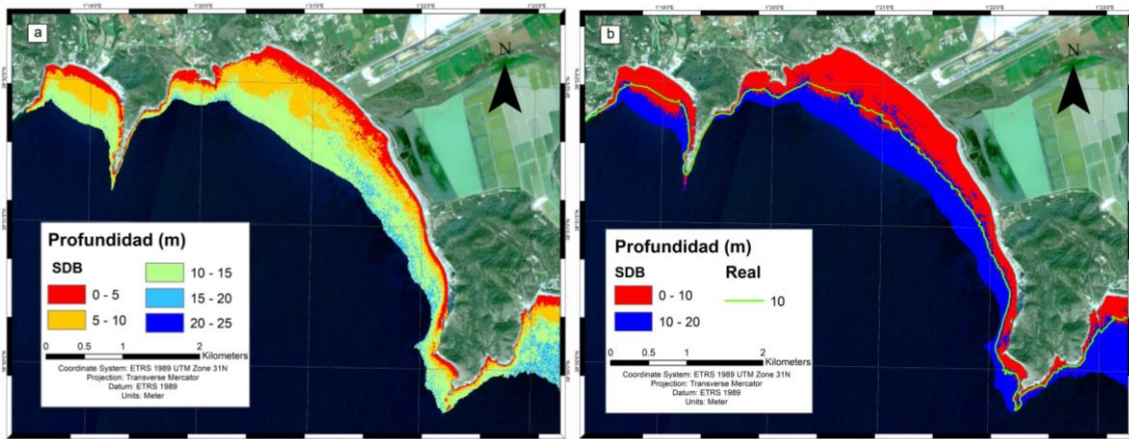


Figura10. Estimación de batimetría por satélite

a. Representación gráfica de los valores generados mediante la fórmula batimétrica desarrollada para la zona de estudio. La fórmula sólo fue aplicada en la franja de los 0 a los 20 m de profundidad. b. Comparación entre franja de menos de 10 m de profundidad generada por SDB y la isolínea de 10 m real. Se ha tomado como real la batimetría multihaz de alta resolución de la Ecocartografía de Baleares desarrollada en 2008.

3.1.3 Análisis del error

Con el subconjunto de los 32 puntos que no fueron usados para la generación de la batimetría, se realiza un análisis del error cuadrático medio, o RMSE por sus siglas en inglés. Para ello se toman las profundidades de estos 32 puntos como la verdad terreno y se comparan con los valores de profundidad generados mediante la fórmula batimétrica. El RMSE calculado de esta forma es 2.05 m y su distribución se muestra en la figura 11..

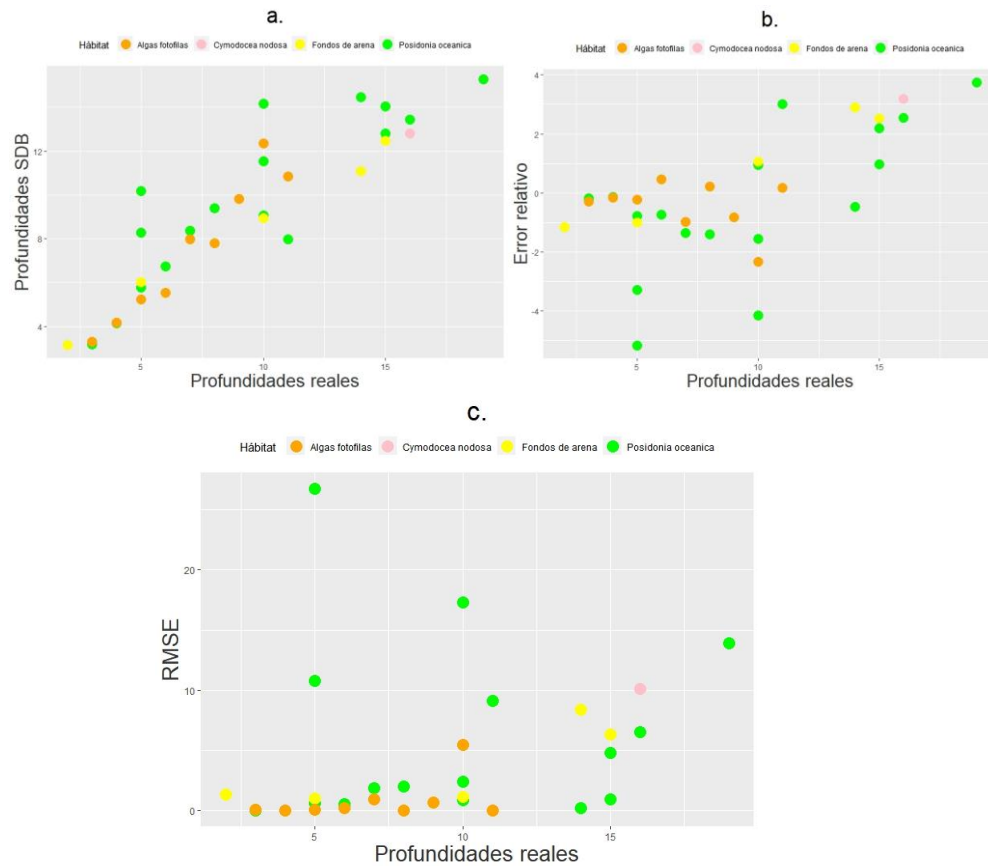


Figura 11. Error de la SDB en la zona de estudio

a. Relación entre las profundidades calculadas (SDB) y las reales (depth), b. relación entre el error (profundidad real - profundidad calculada), c. relación entre el RMSE y la profundidad

Se verifica que los hábitats con un albedo menor como es el caso de las praderas de *Posidonia oceanica*, son los que introducen más incertidumbre al cálculo de la batimetría por satélite (Fig. 11c). También se aprecia una tendencia al aumento del error con la profundidad (Fig. 11b). Las profundidades calculadas sobre puntos de mayor albedo mantienen una buena relación con las profundidades reales (Fig. 11a)

3.2. Resultados de la clasificación supervisada

En primer lugar se evaluaron distintos conjuntos de áreas de entrenamiento hasta conseguir un buen equilibrio y representación de clases y una exactitud global por encima del 80%. Una vez alcanzado este porcentaje, las áreas de entrenamiento se mantuvieron idénticas para el resto de las comprobaciones.

A continuación, empleando el software SNAP, se realizaron 9 clasificaciones supervisadas empleando el algoritmo Random Forests con diferentes configuraciones. En estas configuraciones se mantuvo fijo el número de muestras de entrenamiento (number of training samples) y se variaron 2 parámetros. El primer parámetro fue el número de árboles de decisión que varió entre 100, 500 y 1000. El segundo parámetro fue el número de bandas. En un caso se utilizaron las bandas del espectro visible 2, 3 y 4 con una resolución espacial de 10 m² y una buena penetración en la columna de agua. En el otro se emplearon, además de las bandas 2, 3 y 4, la banda 1 de mayor penetración en el agua pero con una resolución de 60 m² y la banda 5 con menor penetración y una resolución de 20 m². En el último caso, a las 5 bandas anteriores se les añadió también la batimetría derivada por satélite calculada en el apartado anterior.

En la validación cruzada que realiza el software, puede comprobarse que la B2 se mantiene constante en primer lugar del ranking de importancia para todas las configuraciones. Le siguen las B3 y B4 en los casos en los que no se incluye la SDB.

En caso de que la clasificación incluya la SDB como una banda más, esta aparece en segundo lugar de importancia por detrás de la B2. En este caso la importancia de las B3 y B4 decae en el ranking. Los puestos tercero y cuarto pasan a estar ocupados por las B1 y B5 respectivamente.

Tras la valoración inicial de las clasificaciones mediante la validación cruzada se procede a analizar su exactitud con el set de datos de campo. Estos datos son independientes de los datos de entrada del algoritmo. Con estos datos se comprueba el número de aciertos y errores del algoritmo que se recogen de manera ordenada en la matriz de confusión. De estas matrices de confusión se derivan las exactitudes globales de las clasificaciones que se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Exactitudes globales de las clasificaciones empleando el algoritmo Random Forest con distintas configuraciones.

Número de árboles	Exactitudes Globales		
	B2, B3, B4	B1, B2, B3, B4, B5	B1, B2, B3, B4, B5 + SDB
100	83.3%	85.6%	83.3%
500	81.8%	84.8%	86.4%
1000	83.3%	85.6%	83.3%

Se verifica que la exactitud de la clasificación se mantiene estable y por encima del 80% en todos los supuestos. La clasificación que obtuvo el mejor porcentajes de exactitud fue la elaborada con 500 árboles y 5 bandas más batimetría. Esta configuración es empleada a continuación para cartografiar los diferentes hábitats en la zona de estudio.

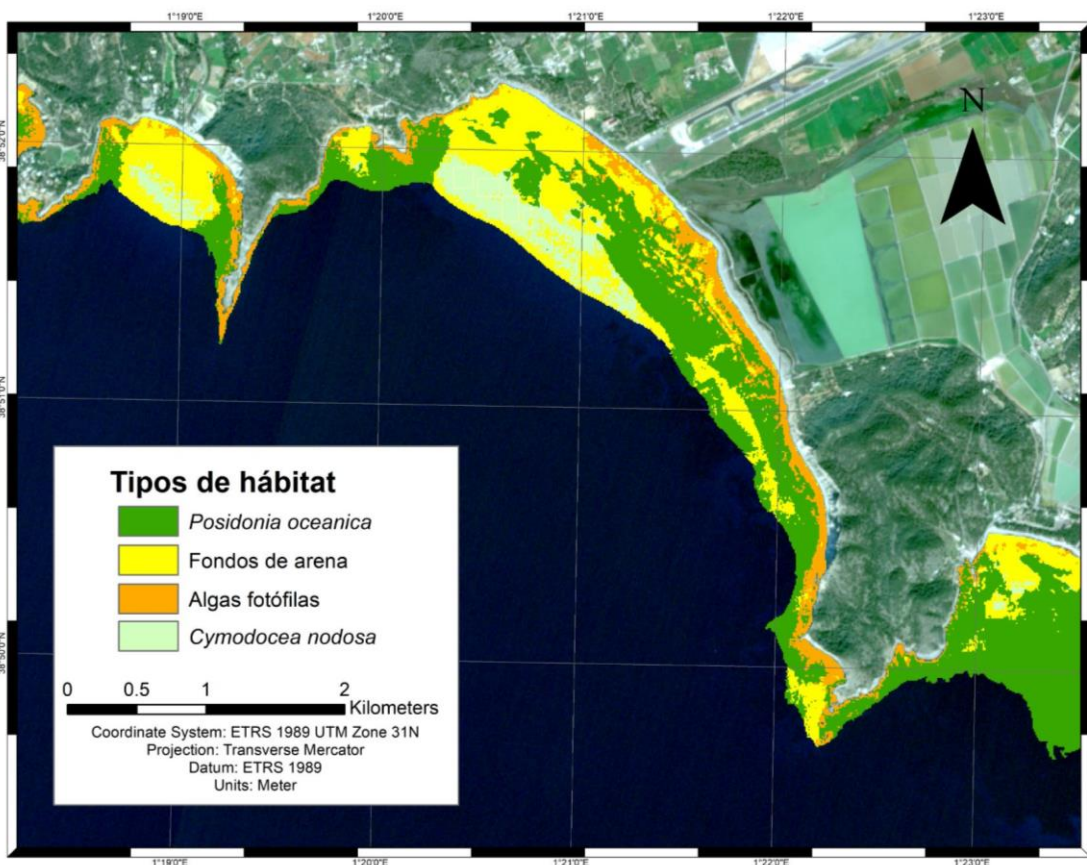


Figura 12. Cartografía bionómica por satélite de la zona de estudio.

Se muestra una composición de las bandas 2, 3 y 4 en color verdadero de la imagen Sentinel-2 y superpuesta a ella el resultado de la clasificación supervisada. Una descripción detallada de los verdaderos y falsos positivos de esta clasificación puede verse en la matriz de confusión representada en la tabla 2.

Tabla 2. Matriz de confusión para la clasificación final de la zona de estudio.

Clasificación elaborada mediante el algoritmo Random Forest con 500 árboles y 5 bandas + SDB.

Clases	<i>Posidonia oceanica</i>	Fondo de arena	Algas fotófilas	<i>Cymodocea nodosa</i>	Total clasificados	Exactitud usuario
<i>Posidonia oceanica</i>	65	2	4	0	71	91.5%
Fondo de arena	1	22	0	0	23	95.7%
Algas fotófilas	9	1	24	0	34	70.6%
<i>Cymodocea nodosa</i>	0	1	0	3	4	75%
Total observados	75	26	28	3	132	
Exactitud productor	86.7%	84.6%	85.7%	100%		
Verdaderos positivos	114					
Exactitud global	86.4%					

La exactitud con la que un usuario puede emplear la cartografía supera el 70% para todos los hábitats. En el caso de menor exactitud usuario, las algas fotófilas, el algoritmo ha clasificado como algas fotófilas 34 puntos, en 24 de ellos ha acertado mientras que en 9 ha fallado clasificándolos como *Posidonia*.

Dicho de otro modo, si un buceador fuese en busca de algas fotófilas empleando esta cartografía tendría un 70% de posibilidades de caer en el fondo deseado. En un 30% de los casos no daría con el hábitat de interés y “desafortunadamente” terminaría buceando en una pradera de *Posidonia*. No obstante, y como se discutirá posteriormente, es probable que las algas fotófilas no se encuentren lejos. Este tipo de confusión entre *Posidonia* y algas fotófilas es recurrente en todas las clasificaciones realizadas y puede estar relacionada con la profundidad.

Sin embargo, si el mismo buceador emplea esta cartografía para localizar fondos de arena o praderas de *Posidonia* tendría más de un 90% de posibilidades de acierto.

3.3. Resultados de la extrapolación a toda la reserva

3.3.1. SDB

La misma fórmula batimétrica calculada para la zona de estudio fue aplicada posteriormente a cada píxel de la reserva. El resultado es la cartografía de estimación batimétrica por satélite que se muestra a continuación.

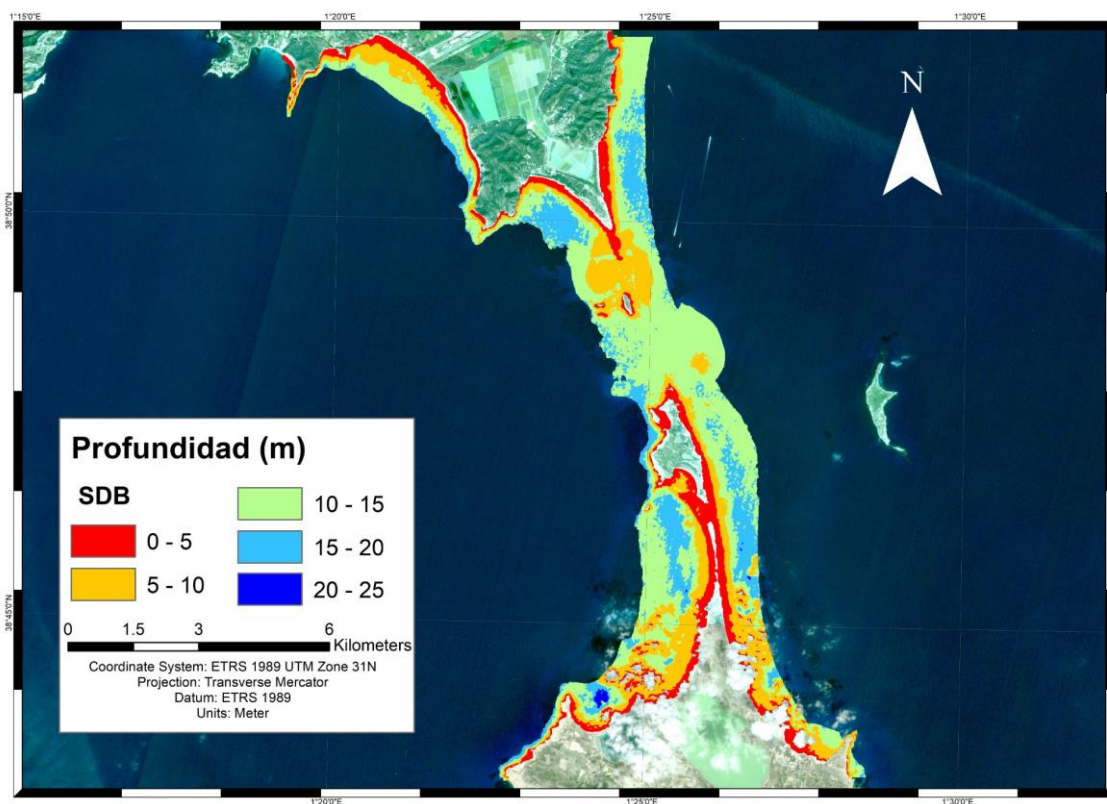


Figura 13. SDB Reserva marina Es Freus.

Tras generar la cartografía se calculó el error cuadrático medio empleando para ello 100 puntos distribuidos a lo largo de toda la reserva, a diferentes profundidades y sobre distintos tipos de hábitats. El resultado fue un RMSE de 3.19 m, un metro más de error con respecto a los 2.05 m de la zona de estudio. En este caso la relación de las profundidades calculadas con respecto a las reales fue la siguiente.

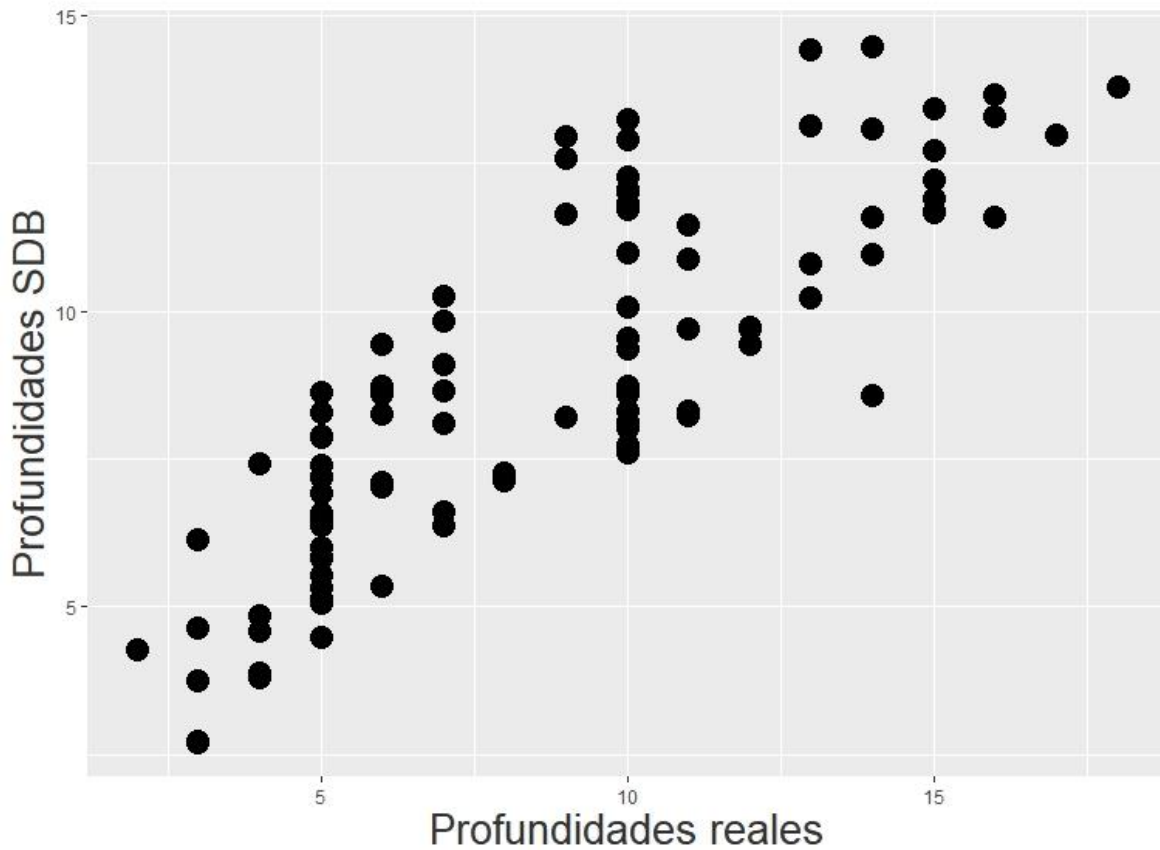


Figura 14. Error de la SDB Reserva marina Es Freus.

3.3.2. Clasificación supervisada

Las áreas de entrenamiento desarrolladas para las clasificaciones de la zona de estudio fueron aplicadas para realizar una clasificación de toda la reserva marina. En este caso las áreas de entrenamiento se encuentran en una pequeña franja de la zona noroeste de la reserva y no homogéneamente distribuidas por todo el territorio. La configuración del algoritmo Random Forest fue de 100 árboles y 5 bandas.

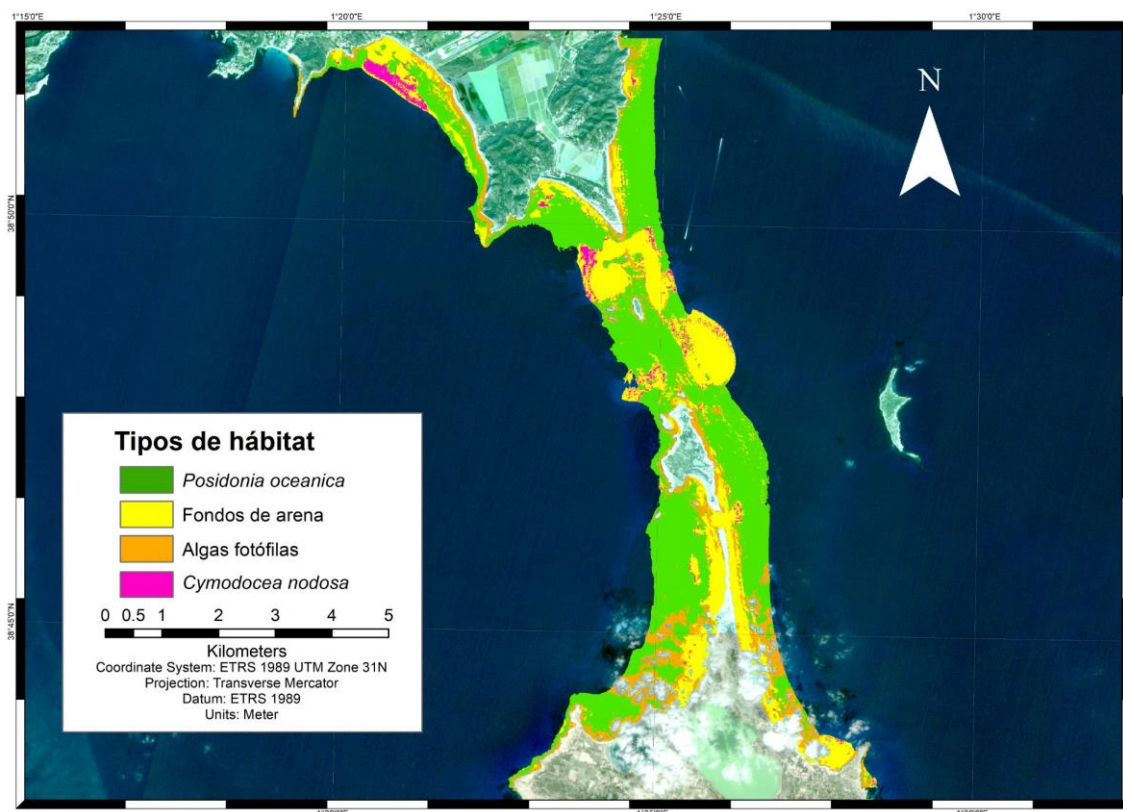


Figura 15. Cartografía bionómica de la Reserva Marina Es Freus.

La matriz de confusión asociada a la cartografía se muestra en la tabla siguiente. En este caso la exactitud global de la clasificación es de un 79,4%, siete puntos por debajo frente al 86,4% de exactitud alcanzado para la zona de estudio. En cuanto a la exactitud usuario, el hipotético buceador seguiría encontrándose con problemas similares.

Tabla 3. Matriz de confusión para todo el área marina protegida
Clasificación elaborada mediante el algoritmo Random Forest con 100 árboles y 5 bandas

Clases	<i>Posidonia oceanica</i>	Fondo de arena	Algas fotófilas	<i>Cymodocea nodosa</i>	Total clasificados	Exactitud usuario
<i>Posidonia oceanica</i>	240	5	42	0	287	83.6%
Fondo de arena	6	102	9	6	123	82.9%
Algas fotófilas	33	5	73	0	111	65.8%
<i>Cymodocea nodosa</i>	1	2	0	6	9	67%
Total observados	280	114	124	12	530	
Exactitud productor	85.7%	89.5%	58.9%	50%		
Verdaderos positivos	421					
Exactitud global	79.4%					

Para comprobar cómo se distribuyen los puntos erróneamente clasificados a lo largo de la reserva se ha elaborado la siguiente figura. En ella pueden observarse ciertas zonas en las que los puntos de error tienden a acumularse. En muchos casos se trata de puntos de algas fotófilas erróneamente clasificados como *Posidonia* pero que, sin embargo, no están lejos de zonas clasificadas como de algas fotófilas.

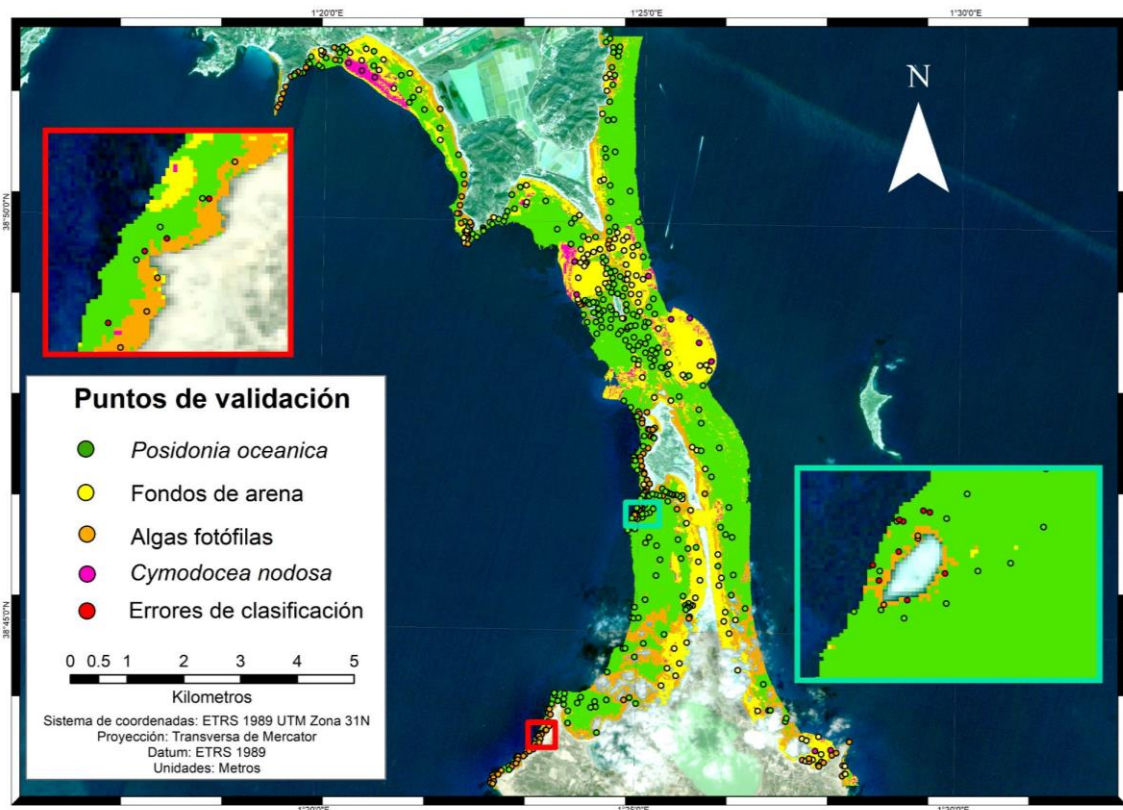


Figura 16. Distribución de los hábitats y puntos de validación.

Atendiendo a la cartografía generada, la distribución de hábitats por superficies en la franja de la reserva de los 0 a los 20 m de profundidad es la que se muestra a continuación.

Tabla 4. Distribución de hábitats en la Reserva Marina dels Freus de los 0 a los 20 m.

Clases	Superficie calculada (km ²)	Porcentaje del total
<i>Posidonia oceanica</i>	18.88	55%
Fondo de arena	9.66	28%
Algas fotófilas	5.03	14%
<i>Cymodocea nodosa</i>	0.99	3%
Total	34.56	

4. Discusión y valoración de hallazgos

A través del cálculo de la SDB, pudo comprobarse que los hábitats con mayor albedo, como el caso de los fondos de arena, producen una información batimétrica más ajustada a las profundidades reales en todas las profundidades estudiadas. Además, para los fondos de elevado albedo la precisión aumenta al reducirse las profundidades. En general, el RMSE de la SDB fue de 2 m en el caso de la zona de estudio y de 3 m en el caso de toda la reserva.

Mediante los análisis de exactitud de la cartografía de hábitats generada se comprobó que, los hábitats mejor discernidos por la clasificación fueron los fondos de arena y la *Posidonia oceanica*. Las mayores confusiones se produjeron entre algas fotófilas y *Posidonia oceanica*. En general la exactitud global fue del 86% para la zona de estudio y del 79% para toda la reserva y la distribución de hábitats por porcentajes se ajusta muy bien a la realidad. Muchos de los errores que hacen descender la exactitud global pueden ser debidos al proceso de muestreo, estas exactitudes son por tanto susceptibles de ser mejoradas.

Ambas metodologías se han probado como altamente eficaces para el monitoreo de áreas marinas protegidas.

4.1 SDB

El estudio de Stumpf et al. (2003), en el que se describe por primera vez la metodología para el cálculo de la batimetría en función del ratio, fue realizado en atolones de coral de las islas Hawaii. Emplearon para ello imágenes del satélite IKONOS con una resolución de 4 m. En estos trabajos iniciales se corroboró que el ratio permanecía constante a través de los diferentes tipos de sustratos presentes en la zona. Este ratio pudo emplearse de manera eficaz para el cálculo de las profundidades. El RMSE en el cálculo de la batimetría en este estudio se mantuvo por debajo de los 0.3 m.

En contraste con los trabajos de Stumpf et al. (2003), en el presente estudio se ha comprobado que el ratio no es independiente del tipo de sustrato para la zona de estudio y las condiciones reinantes el día 22 de Febrero de 2020. En fondos arenosos al presentar un alto albedo, el ratio sí puede relacionarse directamente con la profundidad en la franja de los 20 m. En fondos de menor albedo como las praderas de *Posidonia*, el ratio no tiene una relación tan directa con la profundidad. Al aplicar la metodología de Stumpf et al. las profundidades calculadas para este tipo de hábitat son superiores a las reales. Esto introduce errores en la batimetría que se ven reflejados en los valores del RMSE de entre 2 y 3 m, aparentemente muy por encima de los 0.3 m alcanzados por Stumpf et al. (2003). Estas variaciones en el RMSE entre ambos trabajos podrían deberse a la diferente naturaleza de los hábitats estudiados, en el caso de Stumpf los fondos de coral presentan albedos por lo general superiores. Otro factor que puede explicar esta diferencia entre los RMSE obtenidos en ambos estudios es la diferencia en resolución espacial de las imágenes multiespectrales empleadas.

Traganos & Reinartz en 2018 realizaron un estudio en una región del Mediterráneo con hábitats similares a los de este trabajo. Emplearon para ello imágenes Sentinel-2 y aplicaron también la transformación del ratio de Stumpf para el cálculo de la batimetría. El RMSE obtenido por los autores es de 1.3 m, bastante próximo a los 2-3 m de RMSE obtenido en el presente estudio (Dimosthenis Traganos & Reinartz, 2018a). Debe tenerse en cuenta que su estudio se limita a los 12 m de profundidad. También es interesante mencionar que los autores hicieron coincidir la toma de los datos

de validación con el paso del satélite, lo cual permite evaluar las condiciones de turbidez del agua *in situ* y asegurarse de que son óptimas para la penetración de las diferentes bandas del satélite. Esto contrasta con el caso del presente estudio en el cual existe una diferencia de varios años entre la toma de los datos de validación y el paso del satélite por lo que no existen referencias de las condiciones de transparencia del agua el día que la imagen fue tomada.

En un estudio más reciente en el sur de Florida, Caballero & Stumpf (2019) demostraron que es posible realizar SDB con RMSE inferiores a 1 m empleando imágenes Sentinel. Posiblemente el éxito de estas batimetrías derivadas de satélite reside en unas condiciones óptimas de claridad de la columna de agua combinada con la presencia de fondos de elevado albedo y morfologías simples.

En un trabajo similar al presente estudio, Poursanidis et al (2019) elaboran una SDB hasta los 32 m de profundidad para distintas zonas morfológicamente complejas, asimilables a las de la reserva del Freus. En este estudio publicado en el International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, los RMSE de las batimetrías obtenidas oscilan entre los 4.31 y los 5.46 m, uno o dos metros por encima de los errores obtenidos para la Reserva del Freus.

Puede concluirse por tanto que el éxito de una SDB radica en las condiciones de la columna de agua, en la calidad de los datos de partida y en la morfología y albedo del fondo.

4.2 Clasificación supervisada

El empleo de las clasificaciones de hábitats mediante teledetección en el medio terrestre está muy extendido y su eficacia ya ha sido ampliamente contrastada. Más recientemente se ha comprobado también su validez para la clasificación de fondos marinos (D. Traganos et al., 2017; Dimosthenis Traganos & Reinartz, 2018b). Las exactitudes globales obtenidas mediante estas técnicas varían en función de los estudios y algoritmos de clasificación aplicados.

Un estudio reciente realizado en indonesia (Wicaksono et al., 2019), reveló que pueden obtenerse exactitudes del 95% empleando el algoritmo Random Forests para una clasificación de 4 tipos de fondos marinos. Estas exactitudes están varios puntos por encima del 86% que se calculó para el presente estudio con el mismo algoritmo y número de clases. Son muchos los factores que pueden influir en los porcentajes de exactitud, en este caso el éxito de la clasificación de Wicaksono puede ser atribuida al tipo de hábitats estudiados (corales) y a la plataforma empleada: World-View 2, con una resolución espacial de 2 m, considerablemente superior a los 10 m de Sentinel-2.

Otro estudio más similar al que aquí se presenta fue realizado en el mediterráneo por Traganos & Reinartz en 2018 empleando imágenes Sentinel-2 y las mismas clases que las analizadas en el presente trabajo. En este caso las exactitudes globales alcanzadas en la clasificación fueron del 94%. Sin embargo hay que mencionar, que el área de estudio era de menor extensión y morfología más sencilla. Otro factor que ha hecho mejorar notoriamente la clasificación de Traganos & Reinartz es la corrección por columna de agua aplicada a las bandas de la imagen Sentinel-2. Este punto de su metodología, aunque complejo técnicamente, se perfila como una parte clave para este tipo de estudios. En el futuro se prevé implementarlo en los trabajos de clasificación que se desarrollen.

Existe también un estudio realizado por Poursanidis (Poursanidis et al., 2019) en una región del Mediterráneo, en ecosistemas y rangos de profundidades similares a los del presente estudio. Empleando Sentinel-2, los autores obtienen unas exactitudes globales que van del 58-82 %. Sus exactitudes, ligeramente inferiores a las obtenidas en este trabajo, revelan que esta metodología puede ser aplicada con buenos resultados incluso en fondos con morfologías de mayor complejidad.

Las exactitudes obtenidas para la clasificación de la reserva dels Freus oscilan entre el 79-86%. Esta clasificación ha podido emplearse satisfactoriamente para elaborar una cartografía temática que refleja bien la realidad.

Además, un análisis visual de los puntos de validación que no han sido clasificados correctamente, revela que un buen porcentaje de los mismos se encuentra a pocos metros de una zona en la que el punto estaría clasificado como verdadero positivo (figura 14). Por lo tanto, parte de estos errores puede atribuirse a la precisión del posicionamiento del GPS que varía entre los 0 y los 3 m. Otra parte del error podría ser inherente a la propia metodología, ya que durante el tiempo que el buzo desciende para comprobar el tipo de fondo, la embarcación puede haber derivado varios metros con respecto a la posición medida inicialmente. Finalmente, otra fuente de error pueden ser los cambios en las fronteras entre hábitats. Estos límites entre comunidades podrían haber variado algunos metros desde la toma de los datos de campo (2006) hasta la toma de la imagen Sentinel-2 (2020).

Combinando la cartografía que contiene los puntos de error con la SDB generada, puede apreciarse que muchos de los puntos de error se encuentran en zonas de elevada pendiente, donde los cambios abruptos de profundidad pueden estar afectando los resultados de la clasificación.

Por lo tanto, las exactitudes de la clasificación realizada en este estudio se evalúan como buenas considerando la resolución espacial de 10m que proporciona Sentinel-2 y que los datos de validación son 14 años anteriores al paso del satélite. Teniendo en cuenta el ahorro en costes, tiempo y recursos que supone esta metodología con respecto a las tradicionales, estas exactitudes son más que aceptables.

5. Conclusiones

El objetivo principal de este trabajo fue comprobar la eficacia de la misión Sentinel-2 para el estudio de áreas marinas protegidas, y en un sentido más amplio, de toda la franja costera. Para ello se elaboraron y evaluaron 2 tipos de productos cartográficos esenciales en el estudio y gestión de zonas litorales: una batimetría derivada de satélite y una cartografía de hábitats submarinos. Se corroboró la capacidad de Sentinel-2 para producir información de calidad en reservas marinas.

En el caso de la batimetría derivada del satélite se construyeron dos cartografías entre los 0 y los 20 m de profundidad. El RMSE de estas batimetrías osciló entre los 2 y los 3 m. Considerando que la resolución horizontal de Sentinel-2 es de 10 m, un error de 2-3 m en la vertical resulta asumible. Más aún si se considera la gran superficie que pueden cubrir estos estudios y el bajo coste en tiempo que suponen. Se comprobó por tanto la viabilidad y potencial de las batimetrías derivadas por satélite para estimar las profundidades en regiones costeras del Mediterráneo.

En cuanto a las clasificaciones del fondo marino mediante teledetección, se generaron dos cartografías temáticas de hábitats submarinos. Para ello se empleó el algoritmo de clasificación supervisada Random Forest. Su exactitud global se mantuvo en torno al 80% y la exactitud de usuario, muy importante en términos de gestión, osciló entre el 67-96%. Se demostró por tanto la eficacia de las imágenes Sentinel-2 para caracterizar el fondo marino, especialmente para detectar hábitats de posidonia (exactitudes de usuario entre el 92-84%) y arena (96-83%).

En conclusión, este estudio contribuye a corroborar la validez de la plataforma Sentinel-2 para el monitoreo de áreas marinas protegidas. La tendencia a nivel europeo es de aumentar tanto el número como la extensión de las áreas marinas protegidas y serán necesarias series temporales largas para poder monitorear eventos, impactos y cambios en ellas. En este escenario Sentinel-2 se perfila como una herramienta esencial para la gestión de estas zonas costeras.

Como línea de investigación futura se propone mejorar tanto el muestreo como la metodología. En cuanto al muestreo, la sincronización de la toma de datos con la adquisición de las imágenes parece clave. Esto permitiría comprobar que las condiciones de la columna de agua son las óptimas para el análisis multiespectral así como la verificación *in situ* de las áreas de entrenamiento. Además, la metodología podría afinarse incluyendo estudios adicionales, como la corrección por columna de agua de las bandas utilizadas. Otra posibilidad prometedora en este campo es el empleo de drones para generar ortomosaicos de pequeña escala y gran resolución. Estas cartografías podrían utilizarse para caracterizar una zona determinada con mucha precisión y poder luego realizar una extrapolación a toda la reserva a partir de las imágenes Sentinel-2.

Referencias bibliográficas

- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169-193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Belgiu, M., & Drăguț, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>
- Breiman, L. (2001). *Random Forests*. *Machine Learning*, 45, 5–32. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1010933404324.pdf>
- Caballero, I., & Stumpf, R. P. (2019). Retrieval of nearshore bathymetry from Sentinel-2A and 2B satellites in South Florida coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 226, 106277. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106277>
- Carr, M. H., Woodson, C. B., Cheriton, O. M., Malone, D., McManus, M. A., & Raimondi, P. T. (2011). Knowledge through partnerships: Integrating marine protected area monitoring and ocean observing systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(6), 342-350. <https://doi.org/10.1890/090096>
- Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1), 35-46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)

- ESA. (2015). *Sentinel-2 User Handbook. 1*, 64.
- Eugenio, F., Marcello, J., & Martin, J. (2015). High-Resolution Maps of Bathymetry and Benthic Habitats in Shallow-Water Environments Using Multispectral Remote Sensing Imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *53*(7), 3539-3549. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2014.2377300>
- Fornes, A., Basterretxea, G., Orfila, A., Jordi, A., Alvarez, A., & Tintore, J. (2006). Mapping *Posidonia oceanica* from IKONOS. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *60*(5), 315-322. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2006.04.002>
- Hedley, J. D., Harborne, A. R., & Mumby, P. J. (2005). Technical note: Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos. *International Journal of Remote Sensing*, *26*(10), 2107-2112. <https://doi.org/10.1080/01431160500034086>
- Hedley, John D., Roelfsema, C., Brando, V., Giardino, C., Kutser, T., Phinn, S., Mumby, P. J., Barrilero, O., Laporte, J., & Koetz, B. (2018). Coral reef applications of Sentinel-2: Coverage, characteristics, bathymetry and benthic mapping with comparison to Landsat 8. *Remote Sensing of Environment*, *216*, 598-614. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.07.014>
- Krumhansl, K. A., Okamoto, D. K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J. J., Cavanaugh, K. C., Connell, S. D., Johnson, C. R., Konar, B., Ling, S. D., Micheli, F., Norderhaug, K. M., Pérez-Matus, A., Sousa-Pinto, I., Reed, D. C., Salomon, A. K., Shears, N. T., Wernberg, T., Anderson, R. J., ... Byrnes, J. E. K. (2016). Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(48), 13785-13790.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1606102113>

- Kutser, T., Hedley, J., Giardino, C., Roelfsema, C., & Brando, V. E. (2020). Remote sensing of shallow waters – A 50 year retrospective and future directions. *Remote Sensing of Environment*, 240, 111619. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111619>
- Lee, Z., Carder, K. L., & Du, K. (2004). Effects of molecular and particle scatterings on the model parameter for remote-sensing reflectance. *Applied Optics*, 43(25), 4957. <https://doi.org/10.1364/AO.43.004957>
- Lyzenga, D. (1978). Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied Optics*, 17(3), 379. <https://doi.org/10.1364/AO.17.000379>
- Lyzenga, D. (1981). Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, 2(1), 71-82. <https://doi.org/10.1080/01431168108948342>
- Lyzenga, D., Malinas, N. P., & Tanis, F. J. (2006). Multispectral bathymetry using a simple physically based algorithm. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44(8), 2251-2259. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.872909>
- Maestro, M., Pérez-Cayeyro, M. L., Chica-Ruiz, J. A., & Reyes, H. (2019). Marine protected areas in the 21st century: Current situation and trends. *Ocean & Coastal Management*, 171, 28-36. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.01.008>
- Marcello, J., Eugenio, F., Martín, J., & Marqués, F. (2018). Seabed Mapping in Coastal Shallow Waters Using High Resolution Multispectral and Hyperspectral Imagery. *Remote Sensing*, 10(8), 1208. <https://doi.org/10.3390/rs10081208>
- Maritorena, S., Morel, A., & Gentili, B. (1994). Diffuse reflectance of oceanic shallow

- waters: Influence of water depth and bottom albedo. *Limnology and Oceanography*, 39(7), 1689-1703. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.7.1689>
- Martínez, M. L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P., & Landgrave, R. (2007). The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63(2-3), 254-272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.022>
- Poursanidis, D., Traganos, D., Reinartz, P., & Chrysoulakis, N. (2019). On the use of Sentinel-2 for coastal habitat mapping and satellite-derived bathymetry estimation using downscaled coastal aerosol band. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 80, 58-70. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.03.012>
- Stumpf, R. P., Holderied, K., & Sinclair, M. (2003). Determination of water depth with high-resolution satellite imagery over variable bottom types. *Limnology and Oceanography*, 48(1part2), 547-556. https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.1_part_2.0547
- Traganos, D., Cerra, D., & Reinartz, P. (2017). CUBESAT-DERIVED DETECTION OF SEAGRASSES USING PLANET IMAGERY FOLLOWING UNMIXING-BASED DENOISING: IS SMALL THE NEXT BIG? *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLII-1/W1, 283-287. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-1-W1-283-2017>
- Traganos, Dimosthenis, & Reinartz, P. (2018a). Mapping Mediterranean seagrasses with Sentinel-2 imagery. *Marine Pollution Bulletin*, 134, 197-209.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.075>

- Traganos, Dimosthenis, & Reinartz, P. (2018b). Machine learning-based retrieval of benthic reflectance and *Posidonia oceanica* seagrass extent using a semi-analytical inversion of Sentinel-2 satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 39(24), 9428-9452. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1519289>
- Wicaksono, P., Aryaguna, P. A., & Lazuardi, W. (2019). Benthic Habitat Mapping Model and Cross Validation Using Machine-Learning Classification Algorithms. *Remote Sensing*, 11(11), 1279. <https://doi.org/10.3390/rs11111279>
- Zhang, C. (2015). Applying data fusion techniques for benthic habitat mapping and monitoring in a coral reef ecosystem. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 104, 213-223. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.06.005>