



UNIVERSIDADE DA CORUÑA



Universidade de Vigo

Fecha de Defensa: 3-7-2017

Abundancia y parámetros poblacionales de *Octopus vulgaris* aplicando un modelo de captura-recaptura espacialmente explícito en ambientes antrópicos (Port d'Andratx, Mallorca).

Máster en Biología Marina

DIRECTOR: MIQUEL PALMER VIDAL
DIRECTOR: PABLO ARECHAVALA LÓPEZ
AUTOR: MARIO MINGUITO FRUTOS
CURSO: 2016-2017



MINISTERIO
DE ECONOMÍA
Y COMPETITIVIDAD



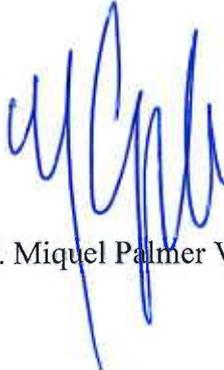
INSTITUT MEDITERRANI
D'ESTUDIS AVANÇATS

El Dr. **Miquel Palmer Vidal** y el Dr. **Pablo Arechavala López**, investigadores del Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA –CSIC/UIB), y co-tutores del Trabajo de Fin de Máster del alumno **Mario Minguito Frutos** (DNI: 49104876-Z),

HACEN CONSTAR:

Que el alumno ha realizado satisfactoriamente su Trabajo de Fin de Máster, el cual está finalizado, evaluado y **listo para su presentación y defensa** en la convocatoria de Julio del 2017 en el Máster en Biología Marina (Facultades de Biología de Galicia).

Para que conste a efectos oportunos, firman en Esporles el 23 de Junio de 2017.


Dr. Miquel Palmer Vidal


Dr. Pablo Arechavala López



C/ MIQUEL MARQUÉS, 21
07190 ESPORLES
ILLES BALEARS
TELEF. 971 611 716
FAX 971 611 761

Resumen

El pulpo común *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 es una especie de gran interés económico y ecológico en las costas españolas y en el resto de la cuenca Mediterránea. A pesar de ello, aún son muy escasos los estudios acerca de su abundancia o sus patrones de distribución. Sus poblaciones juegan un papel relevante en multitud de ecosistemas bentónicos costeros, ya que su presencia puede influenciar directamente sobre la dinámica y diversidad del ecosistema. Los modelos espaciales de captura - recaptura (SCR) permiten el estudio de abundancias y parámetros poblacionales de *O. vulgaris*, ampliando los horizontes de experimentación para el orden de los octópodos. El objetivo principal de este estudio consiste en estimar simultáneamente mediante un método de implementación Bayesiano la abundancia de *O. vulgaris* en una localidad costera antropizada de las islas Baleares (Port d'Andratx), la tasa de reclutamiento y mortalidad de dicha población y el área de actividad (*home range*) a nivel individual. El muestreo estuvo basado en la colocación de 5 líneas de trampas (nasas cebadas y cadufos) durante 64 días, en los cuales se capturaron 72 ejemplares. El marcaje de los individuos se efectuó mediante marcas de aplicación subcutánea (*PIT-tags*) y se recapturaron un total de 19 pulpos marcados (tasa de recaptura: 26,4%). El análisis de los datos de captura - recaptura requirió la implementación de un modelo espacial *Jolly - Seber* que consideró a la población como *abierta*. A su vez, el tiempo de muestreo fue dividido en cuatro periodos de pesca. Las estimas de la abundancia poblacional de *O. vulgaris* obtenidas dentro de cada periodo de pesca se acoplan al ciclo de vida de la especie. Los resultados sugieren un aumento poblacional en el primer periodo de muestreo, reflejando el posible asentamiento de los juveniles. Posteriormente, se produce una disminución de la población debida a un gran descenso del aporte de individuos a la población (inmigración y/o supervivencia) y una mortalidad o emigración estable. El *home range* estimado para los individuos varía entre 27.954 m² - 73.274 m², con un radio medio de 121,85 m. Los resultados muestran la importancia de ambientes costeros antropizados para las poblaciones de pulpo, y el método implementado en este estudio permite obtener estimas precisas de los parámetros poblacionales descritos. Aumentar el número de capturas y recapturas mediante un mayor esfuerzo de muestreo en los diferentes ambientes donde habita esta especie, es esencial para comprender mejor tanto la dinámica, como los movimientos de las poblacionales de *O. vulgaris*.

Abstract

Capture - recapture methods can fix the conventional techniques inherent limitations. The common octopus *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 presents a great economic and ecological interest in the Spanish coasts and throughout the Mediterranean basin, but there are still very few studies related to its abundance or distribution patterns. *O. vulgaris* populations play an important role in multitude of coastal benthic ecosystems, given that their presence can directly influence the dynamics and diversity of coastal ecosystems. Spatial capture - recapture (SCR) models allow the study of abundance and population parameters of *O. vulgaris*, expanding the horizons of octopods experimentations. The main objective of this study consists on estimating simultaneously the abundance, recruitment and mortality rates of *O. vulgaris* population in an anthropic coastal area of the Balearic Islands (Port d'Andratx) through a Bayesian approach, but also individual activity area (*home range*). Sampling was carried out setting 5 independent lines with octopus traps (baited traps and plastic-pots) for 64 days, capturing a total of 72 different octopuses. Captured individuals were tagged with subcutaneous tags (*PIT-tags*) and a total of 19 tagged octopuses were recaptured throughout the study period (recapture rate: 26.4%). Capture - recapture data analysis required a *Jolly-Seber* spatial model implementation considering an *open* population and dividing the study into four fishing periods. Estimations of *O. vulgaris* abundances within each fishing period fitted with the life-history of this species. Results suggest a population increase at the first period, showing the potential settlement of juveniles. Later, a population decrease happens due to a significant recruitment decrease (immigration and/or survival) and a constant mortality/emigration throughout the study period. The individual *home range* ranged from 27,954 m² to 73,274 m², and the mean radius was 121.5 m. Results show the relevance of human-altered coastal habitats for *O. vulgaris* populations, and the method developed in this research allows obtaining accurate estimates of the population parameters successfully. Increasing the number of catches and recaptures through a greater sampling effort at different coastal environments where this species inhabits is essential to better-understand the dynamic and movements of *O. vulgaris* populations.

Índice

1.	Introducción	4
1.1.	Especie objetivo y caso de estudio	4
1.2.	Objetivo general del proyecto	7
2.	Materiales y métodos	7
2.1.	Área de estudio	7
2.2.	Captura y marcado.....	9
2.3.	Descripción del modelo	11
2.4.	Estimación de los parámetros del modelo	15
3.	Resultados	17
3.1.	Programa de captura - recaptura.....	17
3.2.	Programa de captura - recaptura por periodo de pesca.....	19
3.3.	Parámetros estimados por el modelo SCR.....	20
4.	Discusión	23
4.1.	Tasa de recaptura y probabilidad de detección.....	23
4.2.	Estima de parámetros poblacionales y modelo de movimiento.....	25
5.	Conclusiones	28
6.	Agradecimientos	28
7.	Bibliografía	29
8.	Anexo 1	33
9.	Anexo 2	34
10.	Anexo 3	35

1. Introducción

Uno de los desafíos fundamentales tanto en ecología marina como en ciencia pesquera es la estimación de las variaciones de la abundancia de los recursos marinos (Hilborn & Walters 1992; Beentjes & Carbines 2005; Morrison & Carbines 2006; Stoner *et al.* 2008; Guerra *et al.* 2014; Hofmeister 2015; Pessanha & Cabral 2017). Determinar el tamaño de una población explotada, su dinámica espacio-temporal y los factores que la afectan, permitirá adoptar unas normas de gestión objetivas que maximicen la sostenibilidad y resiliencia del recurso a largo plazo, así como su aprovechamiento social y económico, minimizando cualquier impacto ecológico derivado de dichas actividades (Hilborn & Walters 1992; Morrison & Carbines 2006; Pessanha & Cabral 2017). Los métodos más frecuentemente utilizados para determinar la abundancia de los recursos marinos y su dinámica se pueden clasificar principalmente en: i) recuentos por unidad de área mediante censos visuales, que suelen ser poco precisos y que se han demostrado poco apropiados para especies cripticas (Hofmeister 2015), ii) modelos demográfico-pesqueros basados esencialmente en largas series temporales de las capturas desembarcadas por las flotas pesqueras, además de información complementaria sobre esfuerzo pesquero y estructura de edades (Hilborn & Walters 1992); y iii) los métodos que implican la captura, el marcado, la liberación de individuos y eventualmente la recaptura de una parte de la población. Estos últimos han sido aplicados principalmente en organismos terrestres (Seber 1986; Lebreton *et al.* 1992; Mcgarvey 2009), ya que en el medio marino, la recaptura de los animales marcados solía implicar su pesca y su muerte (Mcgarvey 2009). No obstante, el desarrollo de nuevas tecnologías aplicadas a las distintas técnicas de marcaje, así como el desarrollo de nuevos modelos estadísticos, están permitiendo que los métodos de captura - recaptura (CR) se puedan aplicar más extensamente en estudios de especies marinas (Royle *et al.* 2013).

1.1. Especie objetivo y caso de estudio

A pesar del gran interés económico y ecológico del pulpo común *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 a lo largo de las costas españolas (Guerra *et al.* 2014), así como en el resto de la cuenca Mediterránea (Tsangridis *et al.* 2002; Katsanevakis & Verriopoulos 2006), aún son muy escasos los estudios acerca de su abundancia o sus patrones de distribución (Katsanevakis & Verriopoulos 2004a,b; Guerra *et al.* 2014). En general, las poblaciones de octópodos juegan un papel relevante en multitud de ecosistemas bentónicos costeros de todo el mundo, ya que su presencia puede influenciar directamente sobre la dinámica

y diversidad del ecosistema (Ambrose 1986; Katsanevakis & Verriopoulos 2004b; Hofmeister 2015; Hofmeister and Voss 2017). En el caso de los pulpos, forman parte de la dieta de numerosos depredadores naturales, hecho que podría afectar sustancialmente a la dinámica de la abundancia de sus poblaciones (Hofmeister 2015; Hofmeister & Voss 2017). Además, son depredadores oportunistas y generalistas, que se alimentan de un amplio rango de invertebrados bentónicos (incluidos individuos de la misma especie) y peces (Sánchez & Obarti 1993; Katsanevakis & Verriopoulos 2004b; Anderson *et al.* 2008; Hofmeister 2015; Idrissi *et al.* 2016), y suelen adaptar su patrón de distribución a la disponibilidad de presas (Mather & O'Dor 1991; Hofmeister & Voss 2017). No obstante, el hecho de que apenas haya estudios poblacionales en octópodos podría estar relacionado con las dificultades de aplicar las aproximaciones metodológicas anteriormente mencionadas.

En el caso de, *O. vulgaris*, esta especie presenta una gran capacidad para camuflarse en el medio y su extrema flexibilidad le permite introducirse a través de pequeñas grietas, por lo que su detectabilidad u observación directa (p. ej. mediante censos visuales) puede estar sesgada en ambientes rocosos (Hofmeister 2015). Sin embargo, los censos visuales sí que han sido utilizados en fondos blandos para estudiar la densidad de *O. vulgaris*. En estos ambientes, la densidad parece depender principalmente de la disponibilidad de refugio y son fáciles de detectar (Katsanevakis & Verriopoulos 2004a,b; Guerra *et al.* 2014). Otro problema relevante es que el rango batimétrico de la especie es muy amplio, aunque la mayor proporción de individuos de una población habitan dentro de los primeros 50 m de profundidad, llegan a superar los 200 m ocasionalmente. Ello impide la realización de censos visuales en una fracción muy importante de su rango de distribución (Quetglas *et al.* 1998; Belcari *et al.* 2002; Katsanevakis & Verriopoulos 2004a,b; Hofmeister 2015).

A pesar de no haberse implementado modelos demográfico-pesqueros convencionales, sí que existen estudios basados en datos de desembarcos pesqueros. Una de las posibles limitaciones es la falta de datos sobre la estructura de edades, porque aunque el pulpo presenta estructuras calcáreas que son potencialmente utilizables para estimar la edad (Hernández-López & Castro-Hernández 2001; Canali *et al.* 2011), las dificultades técnicas son muy complejas. No obstante, actualmente se están desarrollando nuevos métodos que facilitan la obtención de este tipo de datos (Perales-Raya *et al.* 2014). Además, los datos pesqueros provienen mayoritariamente de fondos blandos y profundos,

mientras los datos sistemáticos de capturas en fondos rocosos y someros son escasos (Quetglas *et al.* 1998; Beentjes & Carbines 2005; Guerra *et al.* 2014). Este hecho supone que uno de los periodos claves de la historia vital del pulpo, la migración reproductiva que tiene lugar cada año desde aguas profundas hacia aguas más someras (Sánchez & Obarti 1993; Quetglas *et al.* 1998; González *et al.* 2011; Mereu *et al.* 2015), no quede adecuadamente reflejada en las estadísticas pesqueras. Por tanto, los modelos demográfico-pesqueros no pueden disociar la emigración reproductiva de la mortalidad, debido precisamente al sesgo de los datos procedentes de los desembarcos.

Los métodos de CR podrían solventar, los problemas inherentes a las técnicas convencionales. Aunque dichas técnicas suelen suponer la muerte del individuo recapturado, el caso de *O. vulgaris* es excepcional ya que puede capturarse fácilmente mediante trampas (con o sin cebo), siendo posible la posterior liberación de los individuos marcados sin motivar perjuicios aparentes. De hecho, muchas pesquerías comerciales utilizan este tipo de artes (Tsangridis *et al.* 2002; González *et al.* 2011) y debido a esta posibilidad, se han completado diversos estudios para evaluar la eficiencia de diferentes tipos de marcas (Domain *et al.* 2000; Fuentes *et al.* 2006; Mereu *et al.* 2015). Los experimentos realizados han consistido en la liberación de un gran número de individuos marcados y en su recaptura por la flota pesquera convencional (Domain *et al.* 2000; Fuentes & Iglesias 2010; Mereu *et al.* 2015). Esto conlleva que los individuos o las marcas sean reportadas por los pescadores una vez los pulpos han muerto, lo que limita las posibilidades del método. Además, en este tipo de estudios hay que tener en cuenta la tasa de retorno de las marcas, que enmascara a individuos recapturados pero que no son reportados e individuos que pierden su marca, la cual podría ser baja (Fuentes & Iglesias 2010; Mereu *et al.* 2015).

Por tanto, la aplicación de pescas experimentales donde los individuos marcados y recapturados pueden volver a ser liberados en el medio (pudiendo obtener varias recapturas en el tiempo de un mismo individuo) supone la ventaja de poder aplicar métodos analíticos más avanzados que mejoren las estimas de abundancias y parámetros poblacionales. En este aspecto, los modelos de CR desarrollados por Royle *et al.* (2013) pueden ser adecuados para el estudio de los parámetros de movimiento y abundancia poblacional de *O. vulgaris*. Concretamente, los modelos espaciales de captura - recaptura (SCR) permiten el estudio de estos parámetros mediante la aplicación de una covariable, definida como la distancia entre la trampa y el centro del área de actividad o “*home range*”

(estimado) de cada individuo. Se entiende por *home range* el área usada por un organismo durante algún periodo de tiempo, la cual para la mayoría de las especies tiene un claro significado biológico (Royle *et al.* 2013). Los modelos SCR postulan la probabilidad de encuentro como una función decreciente de la distancia entre el centro del *home range* del individuo y la localización de la trampa (Royle *et al.* 2013). Además, estos modelos pueden ajustarse a las características bióticas de la población (i.e., tasas de reclutamiento y mortalidad, tasas de inmigración y emigración), en función del tipo de método utilizado.

1.2. Objetivo general del proyecto

El objetivo principal de este estudio consiste en estimar simultáneamente mediante un método de implementación Bayesiano: i) la abundancia de *O. vulgaris* en una localidad costera con elevada influencia antrópica de las islas Baleares (Port d'Andratx, Mallorca); ii) los parámetros básicos de su dinámica poblacional (i.e., tasa de reclutamiento y mortalidad) y iii) el área de actividad o *home range* a nivel individual y la distribución espacial de los mismos. Para ello emplearemos un modelo específico de SCR que considere a la población abierta, esto es, asumimos que en la población se produce tanto la *entrada* (i.e. reclutamiento y/o inmigración), como *salida* de individuos (i.e. mortalidad y/o emigración). Esta especie se considera un recurso “no convencional” en todo el archipiélago Balear. Esto conlleva a una falta notable de conocimiento acerca de diversos aspectos de la especie y supone un particular problema para la conservación de la misma, así como para la gestión sostenible de sus pesquerías. A través de este estudio se aportarán nuevos datos acerca de la biología y ecología de la especie en aguas costeras y antropizadas del Mediterráneo.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en una pequeña bahía situada en la localidad costera de Port d' Andratx, al oeste de la isla de Mallorca (Fig. 1). El área de estudio (las aguas propias del puerto) ocupa una superficie marina de 42 ha y una profundidad máxima aproximada de 13 metros en su parte más profunda, donde se pueden distinguir tres zonas claramente diferenciadas. En primer lugar, al oeste del canal portuario y en su parte más externa, los fondos se caracterizan por ser mixtos arenosos-detríticos, con pequeñas rocas en su zona más somera. En ellos se localiza un conjunto de fondeos permanentes para embarcaciones de recreo, además de instalaciones acuícolas de uso

experimental (jaulas de cultivo de doradas *Sparus aurata* y corvinas *Argyrosomus regius*). Por otro lado, al este del canal y en la zona más externa, el fondo está formado principalmente por parches de pradera de *Posidonia oceanica* con sustrato arenoso-rocoso, sobre la que se localiza también una pequeña zona habilitada con fondeos para embarcaciones de recreo. La tercera zona se sitúa en la zona más interna de la bahía, donde se encuentran las instalaciones y muelles flotantes del club de vela y la flota pesquera local (4 barcos de arrastre y 5 artesanales), y cuyo fondo se compone prácticamente de fango y sustrato anóxico. El área de estudio es, por tanto, un ambiente intensamente antropizado, con la presencia de diversos elementos o residuos de origen humano (fondeos, restos de barcos, residuos sólidos urbanos, etc.), que genera un aumento de potenciales recursos para la especie (alimento y hábitat). Además, el puerto constituye una zona prohibida para cualquier tipo de arte de pesca.

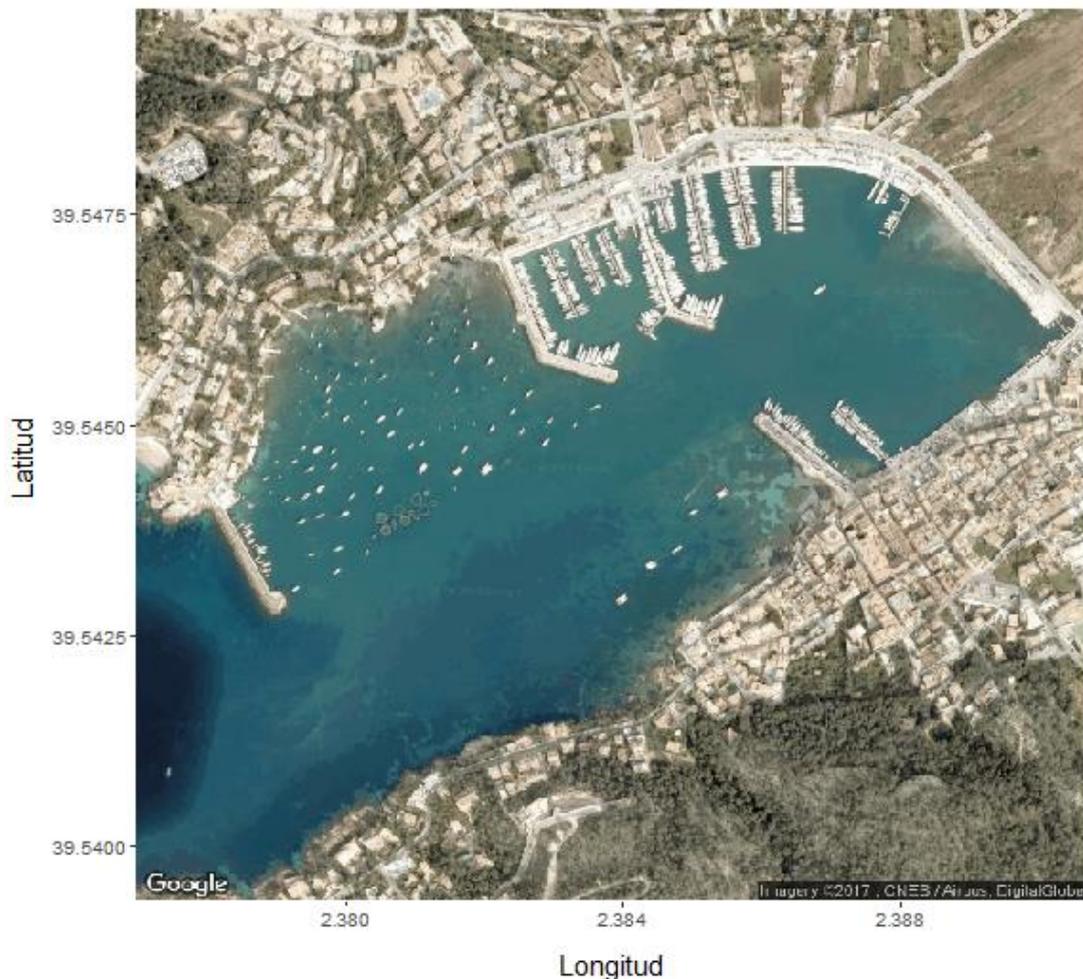


Figura 1. Localidad de estudio, bahía de Port d' Andratx, Mallorca (Islas Baleares).

2.2. Captura y marcado

El presente estudio de CR se efectuó desde la mitad del mes de septiembre (16/09/2016) hasta finales del mes de marzo (23/03/2017). En este tiempo tuvieron lugar un total de 64 días de muestreos. Los muestreos se diseñaron en base a la etología y la biología reproductiva de esta especie de cefalópodos. La ventana temporal del muestreo comienza durante el período de asentamiento de los juveniles de *O. vulgaris* en zonas costeras (septiembre-octubre) y finaliza antes de comenzar el pico (abril-mayo) del período reproductivo (Sánchez & Obarti 1993; Quetglas *et al.* 1998).

O. vulgaris presenta unas condiciones ideales para el estudio de su abundancia y patrones de movimiento mediante un muestreo con nasas y cadufos (Sánchez & Obarti 1993; Hofmeister 2015), además de ser estos los elementos más comúnmente utilizados para la pesca de esta especie entre los pescadores artesanales (Domain *et al.* 2000; Fuentes & Iglesias 2010; Mereu *et al.* 2015). Por tanto, para las capturas de los individuos se emplearon 5 líneas de pesca independientes, estando cada una de ellas formada por 2 nasas “chatas”, 2 nasas “tubulares” y un cadufo (Fig. 2). Una de las líneas permaneció fija en las instalaciones del LIMIA (Laboratorio de Investigaciones Marinas y Acuicultura), mientras que las restantes se colocaron aleatoriamente por toda el área de estudio durante los 64 días de muestreo. Las nasas fueron cebadas indistintamente con diversas especies de peces: jurel (*Trachurus trachurus*), caramel o gerret (*Spicara smaris*), serrano o vaca (*Serranus scriba*), corvina (*A. regius*) y sardina (*Sardina pilchardus*), entre otros.



Figura 2. Trampas utilizadas en el estudio para la captura de individuos. Nasa chata (izquierda), nasa tubular (centro) y cadufo (derecha).

El marcaje de los individuos se efectuó mediante la implantación interna de marcas denominadas *PIT-tags* (*Passive Integrated Transponders*; Fig. 3). Los *PIT-tags* proporcionan grandes ventajas frente a los métodos tradicionales empleados para marcar *O. vulgaris* (Estefanell *et al.* 2011), ya que son de pequeño tamaño y de aplicación subcutánea. Esto aumenta la tasa de retención y evita que los pulpos puedan arrancarse las marcas, mejorando el bienestar de los individuos marcados (Estefanell *et al.* 2011). Cada marca consiste en un pequeño transpondedor de radio que contiene un código específico (código alfanumérico único de 15 dígitos) para cada individuo. Para leer dicho código es necesario un escáner o lector, que envía una frecuencia de radio a la marca y activa dicho código. Al no emitir señales de forma constante poseen una durabilidad mayor que el período de vida de los organismos marcados (tiempo estimado de duración por el fabricante: ~99 años).

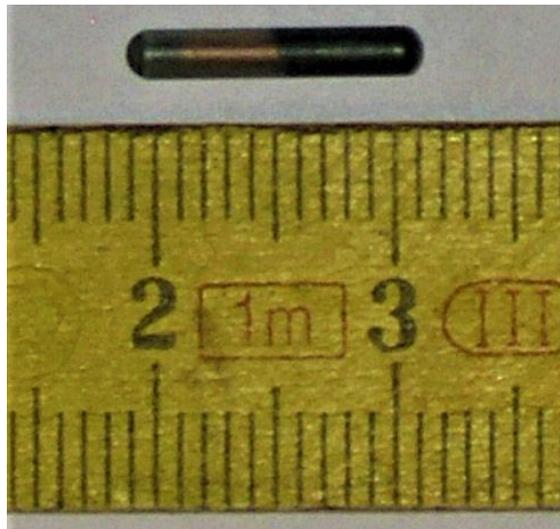


Figura 3. PIT-tags (“Passive Integrated Transponders”; AVID®, modelo MUSICC Chip, 12x3 mm, código: ISO) empleados en el marcaje de los individuos de la población del Port d’Andratx.

La implantación de los *PIT-tags* siguió el procedimiento o protocolo (Fig. 4) establecido por Estefanell *et al.* (2011) en condiciones de cautividad para nuestra especie objetivo. Tras ser capturados, los individuos fueron directamente sumergidos en 10 litros de agua marina al 1,5% de concentración de etanol al 99%. El tiempo medio de exposición al anestésico fue de 2:47 minutos, procediendo después a la inyección subcutánea del *PIT-tag* en la inserción del tercer brazo izquierdo del individuo. Después de comprobar que la marca había sido bien colocada, se continuó con el pesaje del individuo. Por último, los individuos fueron sometidos a un periodo de aclimatación en agua marina antes de su

liberación. Hasta el momento, este nuevo protocolo de marcaje que combina la anestesia del individuo y el implante de la marca, nunca había sido realizado en condiciones naturales para esta especie. Este protocolo fue aplicado en todos los sucesos de captura, liberando a cada individuo marcado en el mismo punto donde fue capturado. Todo el procedimiento (captura, manejo, anestesia, marcaje, recuperación y suelta de individuos) se llevó a cabo estrictamente de acuerdo a las recomendaciones de la Directiva 2010/63/UE, en base al real decreto (RD53/2013, BOE n. 34 8 de febrero de 2013) aprobado por la CEEA-UIB (Comité Ético de Experimentación Animal de la Universidad de las Islas Baleares, #CEEA ref. 64-09-16), garantizando las buenas prácticas en cuanto al bienestar animal.



Figura 4. Protocolo de manejo y marcaje de los individuos capturados en el estudio. Lance, recogida, lectura de marca, introducción en anestesia, marcaje, pesaje y suelta.

2.3. Descripción del modelo

En la actualidad, está aumentando el interés en las aplicaciones ecológicas de los modelos CR, con el fin de estimar el tamaño poblacional de diversas especies. El nexo determinante entre observaciones (aquellos individuos capturados y posteriormente recapturados en cualquier evento de muestreo) y parámetros demográficos (p. ej. tamaño de la población, N , o la probabilidad de supervivencia) es la probabilidad de detección (p). Esta probabilidad puede ser estimada gracias a las recapturas de individuos previamente marcados (Kéry & Schaub 2012; Royle *et al.* 2013)

Aunque se ha desarrollado una amplia gama de modelos específicos para muchos casos concretos (Kéry & Schaub 2012), estos modelos se pueden clasificar en dos tipos primordiales: los modelos de poblaciones *cerradas* y *abiertas*. Los primeros son apropiados cuando se pretende conseguir una instantánea de la población en un corto periodo de tiempo, partiendo de la asunción de que no se están produciendo ni

muerdes/emigraciones ni nacimientos/inmigraciones. En cambio, los modelos de poblaciones abiertas están explícitamente diseñados para la estima de estos parámetros demográficos, que es precisamente uno de los objetivos centrales de este estudio.

Desde una perspectiva técnica, en los modelos de población *abierto*, la necesidad de estimar la probabilidad de detección a partir de repetidos encuentros de individuos marcados, es normalmente afrontada considerando que la población es cerrada dentro de un periodo relativamente corto. Este periodo constituye lo que se denomina como *ocasión primaria* de muestreo (T_i). Dentro de cada *ocasión primaria* se deben replicar varias *ocasiones secundarias* de muestreo. De esta manera, la población se considera *abierto* entre *ocasiones primarias* (Fig. 5), pero cerrada dentro cada una de ellas (Royle *et al.* 2013).

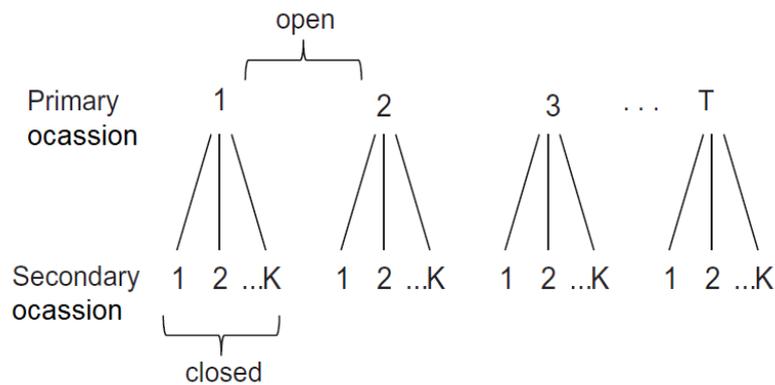


Figura 5. Esquema de un diseño robusto con T ocasiones primarias y K ocasiones secundarias. La población es considerada *abierto* entre *ocasiones primarias* y *cerrada* dentro de cada *ocasión secundaria*. Fuente: Royle *et al.* 2013.

Los métodos y modelos de CR convencionales no tienen en cuenta la estructura espacial de la mayoría de los procesos ecológicos. En cambio, los relativamente nuevos modelos espacialmente explícitos de CR están dirigidos a corregir esta carencia. Además, estos modelos espacialmente explícitos no deben ser vistos únicamente como una solución práctica para expandir las capacidades de los modelos convencionales de CR, sino como un camino para estudiar procesos ecológicos tan relevantes como la ecología del movimiento (Royle *et al.* 2013). Entonces, de acuerdo con esto, se ha implementado un modelo espacial Jolly-Seber (Royle *et al.* 2013) para estimar la variación del tamaño poblacional a través de cuatro periodos de pesca u *ocasiones primarias*. Este enfoque implica varios retos de modelización que se detallan a continuación:

1) El método de *Data augmentation* (DA; Royle *et al.* 2013) fue utilizado como una solución técnica para estimar una N desconocida. Este método implica la estimación de un parámetro auxiliar que carece de significado biológico, pero es una ingeniosa solución para manejar el hecho de que sólo una fracción de la población es capturada. Esto es, el enlace entre los individuos realmente detectados pertenecientes a la población, con los explícitamente incluidos (o *aumentados*), viene propiciado por una variable latente indicadora (z_i). $z_i = 1$, cuando el individuo pertenece a la población o $z_i = 0$ en el caso opuesto (nótese que a lo largo de la memoria el símbolo “ \sim ” denota *distribuido como*):

$$y_i \sim dbernouilli(z_i p_i)$$

$$z_i \sim dbernouilli(\Omega)$$

donde $z_i p_i$ es el producto de la probabilidad de detección del individuo i (p_i) y de la variable auxiliar z_i . En el caso de que el individuo i haya sido detectado ($y_i = 1$), z_i valdrá necesariamente 1. En el caso de que no haya sido detectado ($y_i = 0$), z_i podrá valer tanto 1 como 0, y tomará cada uno de estos valores en una proporción Ω . Cuando $z_i = 1$, entonces, $z_i p_i = p_i$, por tanto, el tamaño poblacional vendrá dado por el sumatorio de z_i . El parámetro Ω que carece de un significado biológico, dependerá de cuántos *individuos aumentados* han sido añadidos. Obviamente, este enfoque sólo será válido cuando el número de individuos aumentados es mayor que N , circunstancia que debe comprobarse mediante ensayo y error.

2) En un modelo de población abierta, la variable indicadora z_i es modificada para evitar que un individuo i pueda reclutar (nacer o inmigrar) más de una vez en la población. En tal caso, para cualquier *ocasión primaria* t (a excepción de la primera), $z_{i,t}$ es redefinido como:

$$z_{i,t} \sim dbernouilli(\mu_{i,t})$$

$$\mu_{i,t} = \theta_t z_{i,t-1} + \gamma_t A_{i,t-1}$$

donde θ_t es la tasa de mortalidad y γ_t la tasa de reclutamiento. La nueva variable indicadora $A_{i,t}$ es igual a cero cuando cualquier z_i desde $z_{i,1}$ a $z_{i,t-1}$ es uno, es decir, cuando el individuo i ya ha reclutado. En tal caso, $\gamma_t A_{i,t}$ será cero y su correspondiente $\mu_{i,t}$ sólo dependerá de la tasa de mortalidad, siempre que el individuo continúe vivo en el momento $t-1$ (i.e. $z_{i,t-1} = 1$). En el caso contrario (el individuo ha sido reclutado pero también ha muerto), $z_{i,t}$ será igualmente cero.

3) La dimensión espacial es introducida mediante la consideración de la probabilidad de captura p_i como una función de una probabilidad estacionaria de densidad que describe el uso del espacio de un individuo dado. La mayoría de especies tienden a permanecer la mayoría del tiempo dentro de un área bien delimitada o *home range*. Diversos modelos mecanicistas son capaces de reproducir este patrón de uso del espacio (Börger *et al.* 2008). Aquí, por simplicidad y conveniencia, se asume que el movimiento del pulpo queda descrito adecuadamente mediante un modelo “*biased random walk*” (BRW), el cual es un caso específico de la ecuación de Langevin (Gardiner 1990). De acuerdo a Dubkov & Spagnolo (2007), la ecuación de Langevin viene dada por:

$$\frac{d\vec{x}}{dt} = -\vec{\nabla}U(\vec{x}) + \sqrt{\varepsilon}\vec{\xi}(t)$$

donde $\vec{x}(t)$ denota el movimiento de una partícula. Esta formulación divide el proceso de movimiento entre: i) una fuerza determinista, que en este caso específico es el potencial de campo dentro del cual se mueve una partícula y que lo “estira” hacia su centro, $\vec{\nabla}U(\vec{x})$, y ii) un estímulo estocástico $\sqrt{\varepsilon}\vec{\xi}(t)$, que sigue una distribución gaussiana con una media cero y covarianza cero entre las dos dimensiones (i.e. latitud y longitud) e igual varianza (ε) en cada dimensión espacial. En tal caso, la elección más simple para un patrón con *home range* es un potencial de campo armónico e invariante en el tiempo dado por:

$$\vec{\nabla}U(\vec{x}) = k\vec{x}$$

donde k determina el valor de la fuerza armónica (la fuerza elástica que tira de la partícula hacia el centro del *home range*).

El significado biológico tras este modelo es que los animales se mueven siguiendo un estímulo aleatorio dentro de un ambiente homogéneo, con una regla adicional que determina la tendencia o deriva a permanecer alrededor de un punto espacial concreto (el centro del *home range*). El patrón emergente es el de un *home range* circular (Palmer *et al.* 2011) con una probabilidad estacionaria de densidad definida por una distribución normal bidimensional, que se ajusta al centro del *home range*, con una desviación estándar (σ) en cada dimensión dada por:

$$\sigma = \sqrt{\varepsilon/2k}$$

El radio del *home range* (HR_{radius}), definido como el radio del área circular dentro del cual un individuo permanece el 95% del tiempo, viene dado por (Palmer *et al.* 2011):

$$HR_{radius} = \sqrt{-2\sigma^2 \ln(1 - 0,95)}$$

El cuadrado de las distancias desde el centro del *home range* a las sucesivas posiciones del individuo mientras este se mueve están exponencialmente distribuidas (Palmer *et al.* 2011). A partir de esta distribución estacionaria, la probabilidad (p_i) de detectar a un individuo en xy_i , (i.e. coordenadas de un evento de muestreo dado) siempre que la probabilidad de detectar al individuo en el centro de su *home range* es p_0 , está basada en:

$$p_i = p_0 e^{\left(-\frac{1}{2\sigma^2} \|xy_i - HRc\|^2\right)}$$

o equivalentemente:

$$p_i = p_0 e^{\left(\frac{1}{HR_{radius}^2 / \log(1-0,95)} \|xy_i - HRc\|^2\right)}$$

2.4. Estimación de los parámetros del modelo

Los parámetros de interés biológico calculados fueron: el tamaño poblacional en las cuatro *ocasiones primarias* (N_t), la tasa de reclutamiento/inmigración (γ_t) y la tasa de mortalidad/emigración (θ_t) entre cualquiera de las *ocasiones primarias* sucesivas; además del radio del *home range*. Todas las variables fueron estimadas utilizando un método de implementación Bayesiano detallado en el Anexo 1.

La estima de los parámetros requirió la implementación de un *script* personalizado en R (<https://www.r-project.org/>). Para el proceso de convergencia de las cadenas aleatorias de Markov (MCMC) se utilizó el algoritmo implementado en *jags* (<http://mcmc-jags.sourceforge.net/>), que fue gestionado desde R gracias a la librería R2jags (Su & Yajima 2015). El máximo número de individuos (i.e., los realmente detectados más los *aumentados*) fue de 500 individuos. Las observaciones (presencia/ausencia) de cada uno de estos 500 individuos en cada una de las *ocasiones secundarias* se estructuraron en un solo vector PA_i . Es decir, la longitud de PA_i fue de $500 * 336 = 168.000$ elementos (ceros o unos). Se definieron dos variables auxiliares de la misma longitud (T_i e ID_i) para identificar cada *ocasión primaria* y cada individuo. Se consideró que la distribución a priori (*priors*) para las tasas de reclutamiento (γ_t) y de mortalidad (θ_t) siguen una distribución uniforme entre cero y uno. El *prior* para la probabilidad máxima de detección (p_0) fue de hecho el mismo, pero considerando que la transformación logit p_0 (es decir, $\log(p_0/(1-p_0))$) estaba normalmente distribuida con media cero y una varianza muy elevada. El *prior* para el cálculo del radio de *home range* ($HRradius$) fue una distribución normal con una muy amplia varianza, pero constreñida entre los 10 y 1000 metros, es decir un rango mucho más largo que los valores sugeridos previamente para *O. vulgaris* (Hofmeister & Voss 2017). Las posiciones de los centros del *home range* para cada individuo dado fueron constreñidas a las aguas propias del Port d'Andratx, lo que se consiguió mediante la utilización del “truco del uno” (ver Royle *et al.* 2013) y una matriz con un tamaño de cuadrícula de 10 metros de lado cubriendo la localidad de estudio. Las celdas de esta matriz que pertenecían al área de estudio se codificaron con un uno, mientras que las otras celdas lo fueron con un cero. Estos datos fueron obtenidos mediante QGIS 2.18.3. (ver detalles en Anexo 1). Se utilizaron tres cadenas MCMC para evaluar la convergencia de las estimas de los parámetros del modelo. Cada cadena se dejó evolucionar durante 10.000 iteraciones, de las que se descartaron las 2.000 primeras iteraciones (*burning period*). Para evitar problemas de autocorrelación, de las iteraciones restantes sólo se preservó una de cada 50 iteraciones para la estima de los parámetros (*thinning strategy*). La convergencia de las cadenas MCMC fue evaluada por inspección visual de las cadenas y testada usando el estadístico de Gelman-Rubin (Plummer *et al.* 2006).

Las asunciones implícitas del modelo son:

- i. La unidad de muestreo es la línea de trampas (una línea colocada en una posición y en un momento dado) y cada línea puede capturar cualquier número de individuos. Esto es, la probabilidad de captura de una línea no colapsa.
- ii. Un individuo puede ser capturado en cualquier trampa durante una ocasión de muestreo.
- iii. Un individuo sólo puede ser capturado una vez como máximo dentro de cada *ocasión secundaria* de muestreo.
- iv. En relación a la probabilidad de captura (p_0), no se tuvieron en cuenta variaciones temporales, efectos de covariables específicas a las trampas, efectos de variables específicas de cada individuo o efectos de la densidad.
- v. p_0 y $HRradius$ son iguales para cualquier individuo. Tampoco se consideró ninguna variación temporal y/o espacial en estos parámetros.
- vi. El modelo no es capaz de disociar el reclutamiento y la inmigración dentro de γ , así como no es capaz de distinguir defunciones de emigración dentro de ϕ .
- vii. Un individuo no puede salir de la población y reentrar a la misma. Es decir, en caso de emigración, esta es definitiva.
- viii. El método de DA requiere acomodar a todos los individuos diferentes que hayan podido reclutar a lo largo de todo el estudio y no solo a los individuos vivos en un momento dado. Por tanto, el número de individuos *aumentados* debe ser lo suficientemente grande para no constreñir el modelo en este sentido.

3. Resultados

3.1. Programa de captura - recaptura

El esfuerzo de muestreo estuvo constituido por un total de 336 eventos de pesca (*ocasiones secundarias*) repartidas a lo largo del período de estudio (Fig. 6). En ellas tuvieron lugar 110 sucesos de captura (o individuos capturados), de tal modo que la tasa de captura se situó en un 33%. De esos 110 individuos capturados, 72 individuos se consideraron diferentes o primeras capturas al no encontrar signos de marcaje previo. Las 38 capturas restantes correspondieron a 19 capturados en más de una ocasión. Por tanto, la tasa de recaptura fue del 26,4%. Del total de capturas (110), las nasas chatas proporcionaron el 80,9% de las capturas, mientras que las tubulares y los cadufos el 18,2% y 0,9% respectivamente.

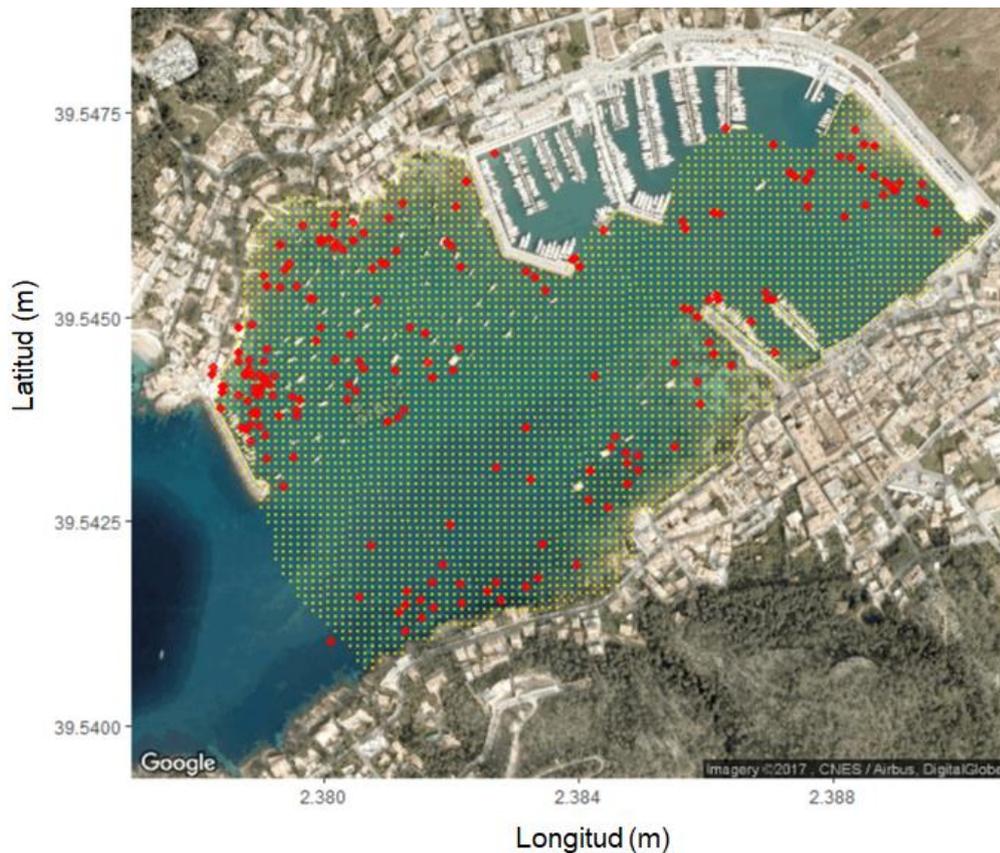


Figura 6. Ubicación de los eventos de pesca en la bahía de Port d’Andratx (rojo) y malla delimitante del área del estudio (amarillo).

De entre los 72 individuos capturados 35 pulpos fueron hembras (48,6%), 29 machos (40,3%), y un total de 8 (11,1%) no pudieron ser sexados debido a lesiones parciales o completas en su tercer brazo derecho (donde se encuentra el hectocotilo, el órgano reproductor de los machos). El peso medio de los individuos capturados fue de 1,16 kg con una desviación estándar de 0,93. El mayor peso recogido en un macho fue de 3,95 kg y de 2,64 kg en una hembra. Los individuos más pequeños fueron un macho y una hembra de 0,17 kg y 0,01 kg, respectivamente. Respecto a los ejemplares marcados y recapturados, el tiempo mínimo de recaptura de un mismo individuo fue de un día, mientras que el tiempo máximo en encontrar a un mismo individuo fue de 106 días (media \pm desviación estándar: $34,27 \pm 32,14$; Anexo 2). Por su parte, la distribución espacial de las capturas queda bastante desplazada hacia la zona oeste del puerto como se puede apreciar en la Fig. 7, entre las granjas de acuicultura y la línea de costa.

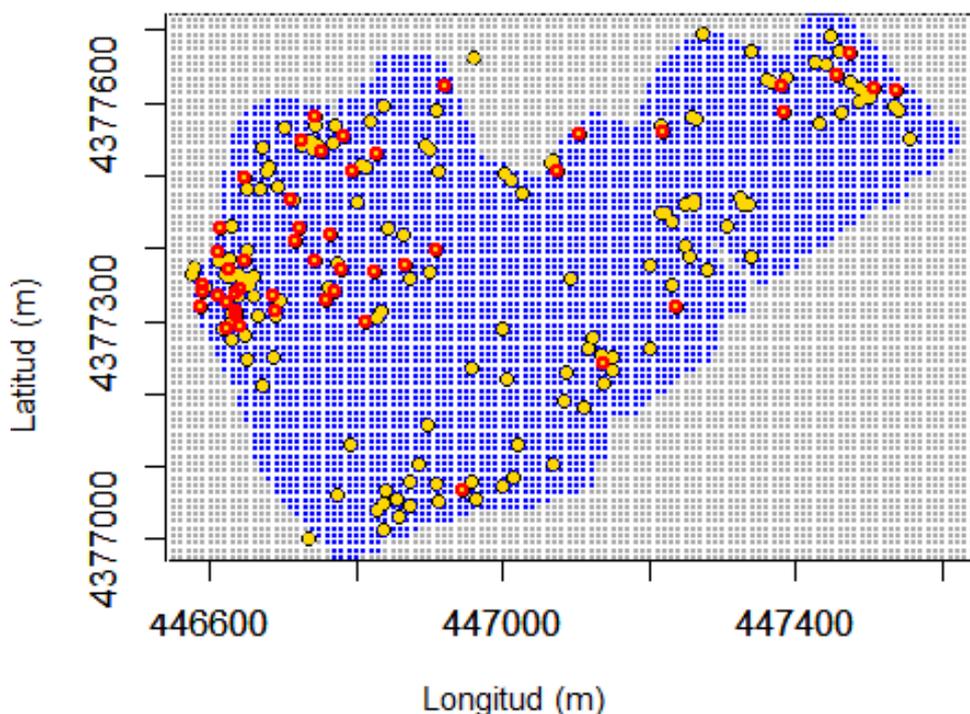


Figura 7. Localización de los 336 eventos de pesca (amarillo) y de los sucesos de captura (rojo). Límite de las aguas del puerto (azul).

3.2. Programa de captura - recaptura por periodo de pesca

Los 336 eventos de pesca fueron divididos en cuatro periodos de pesca en función del esfuerzo de muestreo (línea por día de muestreo; $T_1 = 78$; $T_2 = 86$; $T_3 = 82$ y $T_4 = 90$). De este modo, los cuatro periodos quedaron delimitados entre el 16 de septiembre y el 23 de marzo ($T_1 = 16/09/2016$ a $06/12/2016$; $T_2 = 07/12/2016$ a $30/01/2017$; $T_3 = 31/01/2017$ a $23/02/2017$ y $T_4 = 24/02/2017$ a $23/03/2017$). El número de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) dentro de cada periodo disminuyó notablemente a medida que avanzó el estudio ($T_1 = 25$; $T_2 = 25$; $T_3 = 18$ y $T_4 = 12$). La CPUE tuvo un máximo de 0,32 en T_1 y un mínimo de 0,13 en T_4 (media \pm desviación estándar: $0.24 \pm 0,08$; Fig. 8). Asimismo, las recapturas de individuos ($T_1 = 9$; $T_2 = 4$; $T_3 = 2$ y $T_4 = 5$) por unidad de esfuerzo dentro de cada periodo de pesca supusieron un máximo de 0,09 en T_1 y un mínimo de 0,02 en T_3 (media \pm desviación estándar: $0,05 \pm 0,03$; Fig. 9). En cuanto al sexo de los individuos capturados en cada periodo, el número de hembras fue: $T_1 = 9$; $T_2 = 14$; $T_3 = 9$ y $T_4 = 4$; mientras que el de machos fue: $T_1 = 11$; $T_2 = 8$; $T_3 = 8$ y $T_4 = 6$. El análisis de χ^2 realizado no reveló diferencias significativas entre el número de machos y hembras capturados por periodo ($\chi^2 = 2,16$; Df = 3; p -value = 0,53; Fig. 10). Finalmente, los individuos con mayor y menor peso se capturaron en el periodo T_4 y T_3 correspondiendo respectivamente a 3,95

kg y a 0,01 kg. El peso medio fue ligeramente menor en T_2 , aunque las defenecías entre periodos no fueron significativas (ANOVA: F value = 1,6731; $Df = 3$; p -value = 0,1803; Fig. 11).

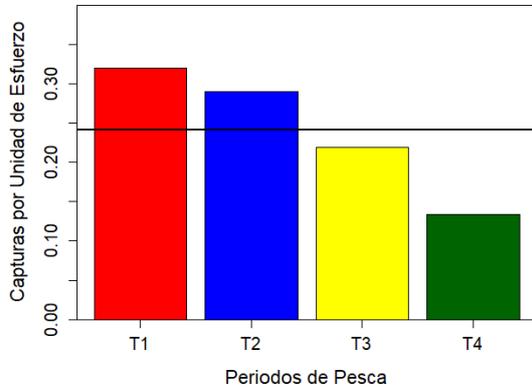


Figura 8. Relación de cada periodo de pesca y el número de capturas por unidad de esfuerzo (línea/día de muestreo). La línea negra horizontal delimita la CPUE media.

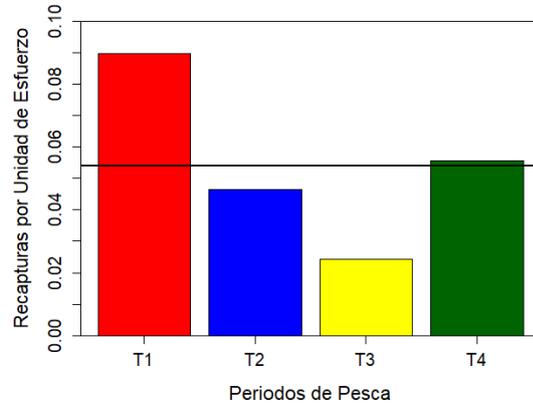


Figura 9. Relación de cada periodo de pesca y el número de recapturas por unidad de esfuerzo (línea/día de muestreo). La línea negra horizontal delimita la tasa media de recaptura.

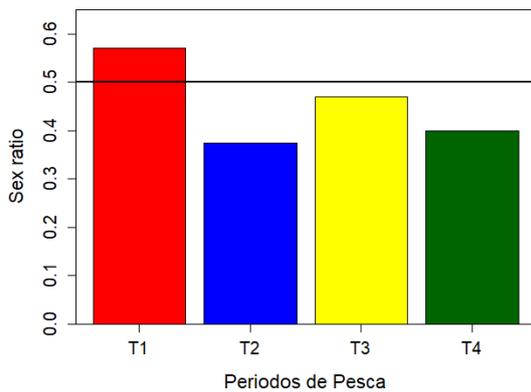


Figura 10. Tasa de machos capturados por periodo de pesca. La línea negra horizontal delimita una sex ratio de 1:1 hacia hembras (por debajo) o hacia machos (por encima).

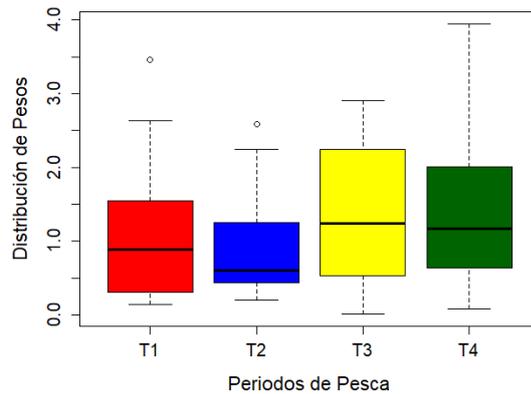


Figura 11. Relación de cada periodo de pesca y la distribución de pesos de los individuos capturados.

3.3. Parámetros estimados por el modelo SCR

El proceso de inferencia bayesiana convergió satisfactoriamente. La mediana y los percentiles al 95% de los intervalos de credibilidad bayesianos se muestran en la Tabla 1. La abundancia (N) al final de cada periodo de pesca fue reduciéndose a medida que avanzó el muestreo ($N_{T1} = 337,0$; $N_{T2} = 233,5$; $N_{T3} = 155,5$; $N_{T4} = 105,0$; Fig. 12). Así mismo, los valores de la tasa de reclutamiento poblacional ($\gamma_{T1,2} = 0,88$; $\gamma_{T2,3} = 0,16$; $\gamma_{T3,4} = 0,07$; Fig. 13) muestran un notable incremento en el primer periodo de pesca. A su vez, la tasa de mortalidad ($\phi_{T1,2} = 0,27$; $\phi_{T2,3} = 0,29$; $\phi_{T3,4} = 0,46$; Fig. 14) permanece

relativamente estable, con un valor ligeramente superior entre los últimos períodos. Estos resultados sugieren un gran aumento poblacional después del asentamiento de los reclutas del año, junto con individuos del año previo que podrían persistir en la población. Después, a medida que el tiempo avanza se produce una disminución de la población debida una tasa de mortalidad relativamente estable y un gran descenso del aporte de individuos a la población.

Tabla 1. Mediana e intervalos de credibilidad bayesianos al 95% de los parámetros poblacionales estimados por el modelo en cada periodo de pesca: N_T = abundancia poblacional, γ_T = tasa de supervivencia, ϕ_T = tasa de mortalidad, $HRradius$ = radio del *home range*.

Parámetro	2,5% I.C.	Mediana	97,5% I.C.
N_{T1}	241,925	337,000	457,025
N_{T2}	159,975	233,500	334,025
N_{T3}	95,000	155,500	245,125
N_{T4}	59,000	105,000	175,025
$\gamma_{T1,2}$	0,462	0,878	0,996
$\gamma_{T2,3}$	0,011	0,163	0,405
$\gamma_{T3,4}$	0,001	0,007	0,235
$\phi_{T1,2}$	0,055	0,267	0,286
$\phi_{T2,3}$	0,018	0,286	0,750
$\phi_{T3,4}$	0,065	0,463	0,877
<i>HRradius</i>	94,332	121,847	152,722

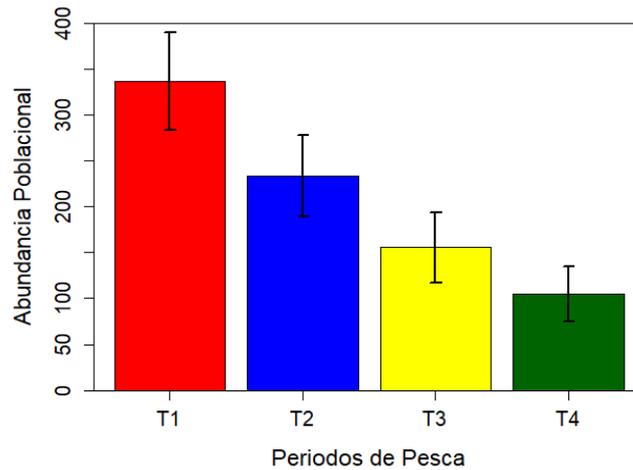


Figura 12. Abundancia poblacional estimada por el modelo en cada uno de los periodos de pesca.

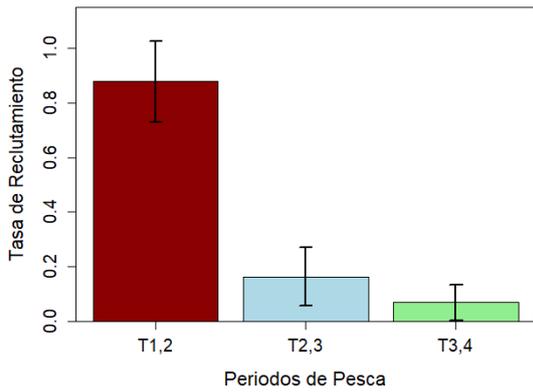


Figura 13. Tasa de reclutamiento estimada por el modelo entre cada uno de los periodos de pesca.

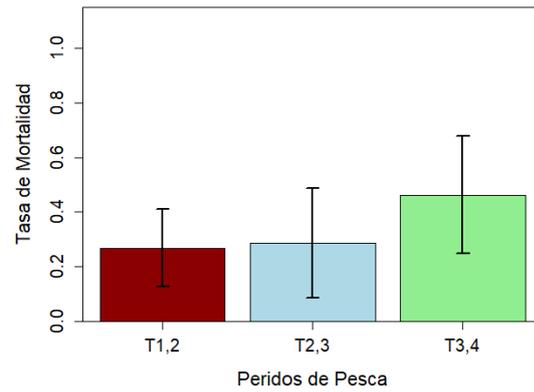


Figura 14. Tasa de mortalidad estimada por el modelo entre cada uno de los periodos de pesca.

La aplicación de un modelo como el utilizado lleva implícito el cálculo del radio del *home range* de la especie de estudio. El *HRradius* estimado para los individuos de esta población fue de 121,85 m (Tabla 1). Los intervalos de credibilidad bayesianos al 2,5% y 97,5% se sitúan entre 94,3 m y 152,7 m, respectivamente. Estos valores acotarían un área circular desde 27.954 m² hasta 73.274 m², con un valor medio de 46.644 m². A su vez, el modelo ha estimado los centros del *home range* (Fig. 15) de los individuos que permanecían en la población en *T4*. La mayor parte han sido ubicados en el noroeste del Port d'Andratx, entre las granjas de acuicultura y las instalaciones del LIMIA, en la zona con mayor densidad de fondeos del puerto. Ello sugiere, la distribución de *O. vulgaris* en zonas con gran disponibilidad de refugio y con gran potencial para la alimentación.

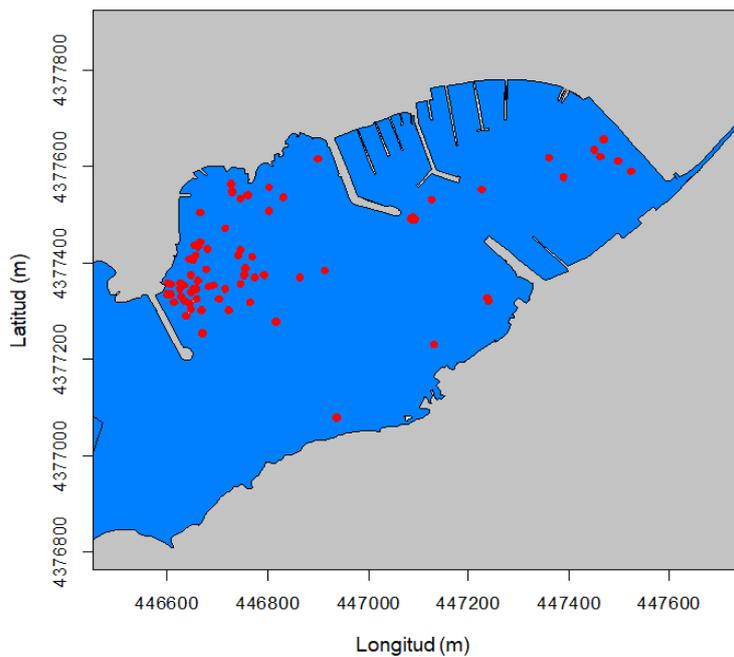


Figura 15. Ubicación de los *home range* estimados por el modelo, pertenecientes a los individuos que perduraron en la población en *T4*.

4. Discusión

4.1. Tasa de recaptura y probabilidad de detección

La tasa global de recaptura de este estudio (26,4%) es similar a la obtenida en experimentos comparables con *O. vulgaris*, que consistieron en la liberación masiva de individuos y su recaptura por la flota artesanal. No obstante, el número total de individuos marcados y liberados es notablemente inferior, debido principalmente a una gran diferencia en la escala temporal y espacial, así como en esfuerzo de muestreo. Domain *et al.* (2000) lograron una tasa similar a la obtenida en nuestro estudio, un 24% de recapturas (5611 individuos marcados) con marcas del tipo “discos Petersen” en aguas senegalesas. En cambio, Fuentes & Iglesias (2010) lograron un 7,9% de tasa de recaptura (468 individuos marcados) en las costas gallegas empleando marcas “T-bar” y Mereu *et al.* (2015) obtuvieron entre 3 – 7,3% (1604 individuos marcados) en cuatro años en el mar de Cerdeña, empleando también *discos Petersen*. El tiempo máximo entre recapturas de estos experimentos para un mismo individuo fue obtenido por Fuentes & Iglesias (2010), quienes recapturaron a un individuo 195 días después de su primera captura. Domain *et al.* (2000) consiguieron un valor similar con un tiempo máximo de 177 días. Sin embargo, Mereu *et al.* (2015) consiguieron un rango temporal de 63 días, lo que junto con su baja tasa de recaptura, pudo estar afectado por la introducción de las marcas en individuos pequeños (Mereu *et al.* 2015). En nuestro estudio se alcanzó un intervalo de 106 días entre recapturas, para un máximo de 188 días naturales de muestreo. En este aspecto, la capacidad de retención de la marca *PIT-tag* en este estudio demuestra que dicha metodología puede ser usada satisfactoriamente en estudios de marcaje de *O. vulgaris* en condiciones naturales.

La sex ratio poblacional global o en función de cada periodo de pesca, no reflejó evidencias de sesgo en la probabilidad de detección de individuos de ambos sexos. El muestreo estuvo diseñado para evitar cualquier sesgo relacionado con la asincronía y la migración reproductiva de la especie. La temporada reproductiva de *O. vulgaris* puede extenderse desde enero hasta julio, encontrándose el pico reproductivo a partir de abril (Sánchez & Obarti 1993; Quetglas *et al.* 1998; González *et al.* 2011). Las hembras se hacen indetectables a métodos de captura pasivos o activos al comenzar su comportamiento reproductivo (Domain *et al.* 2000; Fuentes & Iglesias 2010; González *et al.* 2011; Mereu *et al.* 2015). La migración hacia la costa podría estar relacionada con la necesidad de encontrar sustratos rocosos donde llevar a cabo la puesta (Quetglas *et al.*

1998; Belcari *et al.* 2002). Entonces, las hembras adquieren un comportamiento de cuidado de la puesta por el cual nunca dejan la guarida ni realizan movimientos en búsqueda de alimento (Fuentes & Iglesias 2010; Mereu *et al.* 2015). Perder la capacidad de detección sobre una fracción tan importante de la población como el conjunto de las hembras, podría generar un sesgo en las capturas e importantes perturbaciones sobre la probabilidad de detección, afectando a las estimas aportadas por el modelo. Por tanto, los resultados presentados son robustos en cuanto a posibles sesgos en este sentido.

Si seguimos teniendo en cuenta el periodo reproductivo de *O. vulgaris*, podemos interpretar la distribución de tallas obtenida a lo largo de cada uno de los periodos de pesca. Así, en el primer período de pesca (T_1) no sólo obtuvimos reclutas como cabría esperar (Quetglas *et al.* 1998; González *et al.* 2011), sino que se capturaron individuos adultos de hasta 3,5 kilogramos. Estas capturas indican un solapamiento generacional debido a una longevidad superior a un año y cuyo máximo se estima en dos años (Sánchez & Obarti 1993), así como a un periodo reproductivo asincrónico e irregular, que podría ser afectado anualmente por variables ambientales (Sánchez & Obarti 1993; González *et al.* 2011). En este sentido, podemos ver como el peso de las capturas obtenidas en T_2 , presentan valores medios de alrededor de 1 kilogramo y la mediana del peso de las capturas es relativamente más baja que la de T_1 . Esto podría indicar la desaparición de los individuos nacidos entre la generación anterior y la actual capturados en el primer periodo. A su vez, en los últimos períodos de pesca (T_3 y T_4) podemos contemplar un aumento del peso medio y un aumento en las mayores tallas. Sin embargo, atendiendo a las medianas de los pesos obtenidos en cada periodo de muestreo, podemos comprobar que ninguna alcanza los 1.5 kilogramos, lo cual podría estar indicando una ausencia de grandes individuos reproductores que suelen realizar migraciones hacia ecosistemas costeros desde aguas más profundas (Sánchez & Obarti 1993; Quetglas *et al.* 1998; Belcari *et al.* 2002). En tal caso podemos interpretar la distribución de tallas obtenida como una evidencia más de no haber entrado en la temporada reproductiva y no haberse visto comprometida la probabilidad de detección.

4.2. Estima de parámetros poblacionales y modelo de movimiento

Las estimas de la abundancia poblacional de *O. vulgaris* obtenidas dentro de cada periodo de pesca se acoplan al ciclo de vida de la especie. *O. vulgaris* se caracteriza por ser una especie con un ciclo de vida corto y las variaciones ambientales durante los estadios más tempranos de la especie podrían influenciar enormemente el éxito de reclutamiento (González *et al.* 2011). Por tanto, la abundancia poblacional de la especie en una región dada en un año estará intrínsecamente influenciada por el éxito de reclutamiento de ese año. (Sánchez & Obarti 1993; Quetglas *et al.* 1998; González *et al.* 2011). Además, en función de la metodología utilizada, la abundancia en un tiempo dado estará también influenciada por la estacionalidad y la profundidad debido a la migración reproductiva de la especie (Quetglas *et al.* 1998). La abundancia poblacional aportada por el modelo tanto en el primer periodo de estudio (T_1 : 0,76 ind/1000 m²), como en el último (T_4 : 0,24 ind/1000 m²), supone una densidad de individuos por 1000 m² similar a la obtenida en estudios anteriores (Guerra 1981; Belcari *et al.* 2002; Fonseca *et al.* 2002). Sin embargo, se han reportado densidades mucho mayores: de 0 a 6,88 ind/1000m² (Katsanevakis & Verriopoulos 2004a) en el Mediterráneo y 3,38 ind/1000m² (Guerra *et al.* 2014) en la costa Atlántica gallega. Estas diferencias en la abundancia han sido achacadas a la baja eficiencia de las capturas de *O. vulgaris* por parte de la flota arrastrera, a la escasa disponibilidad de guaridas en las áreas de estudio, a la influencia de “*upwellings*” estacionales y a las zonas con una temperatura mayor de 30 °C y menor que 10 °C, así como rangos de salinidad desde 32 a 40 (Katsanevakis & Verriopoulos 2004a; Guerra *et al.* 2014). En este aspecto, podría ser interesante la realización de experimentos comparativos que evaluaran la abundancia *O. vulgaris* en una región dada con el fin de poder estandarizar las estimas.

El modelo SCR propuesto en nuestro estudio no es capaz de separar el reclutamiento de la inmigración. Por este motivo, las estimas aportadas de la tasa de reclutamiento podrían sobrestimar el verdadero reclutamiento poblacional. Sin embargo, teniendo en cuenta las características de la especie conocidas hasta el momento y los resultados obtenidos, la tasa de reclutamiento proporciona unos resultados razonables. Estos resultados sugieren un reclutamiento inicial masivo ($\gamma_{T1,2} = 0,88$; desde el 16 de septiembre hasta el 7 de diciembre) que podría acoplarse al asentamiento de los juveniles del año en el medio bentónico tras su etapa como larvas pelágicas. En cambio, en los siguientes periodos, las tasas de reclutamiento se situaron en valores mucho menores

($\gamma_{T2,3} = 0,16$; $\gamma_{T3,4} = 0,07$). Al tener en cuenta también la inmigración dentro del parámetro γ , el modelo sugiere que tampoco habría casos significantes de inmigración en la población, de manera que a lo largo de todo el estudio habríamos monitorizado una gran proporción de la población asentada en Port d'Andratx. Realizar el seguimiento de todos los individuos de una población desde su asentamiento en el medio bentónico, hasta el inicio de la temporada reproductiva, es una de las condiciones ideales para poder realizar estimas poblacionales adecuadas (Lebreton *et al.* 1992). A su vez, la tasa de mortalidad tampoco puede disociar mortalidad de emigración. Esta se mantuvo relativamente constante durante todo el experimento. Por tanto, una alta abundancia durante el primer periodo de muestreo ($N_{T1} = 337$) posiblemente debida al reclutamiento, sin un aporte significativo de nuevos individuos en el resto de los periodos y sumado a una mortalidad constante, ocasiona una tendencia negativa natural sobre la abundancia poblacional, decayendo hasta llegar a la resultante en el último periodo ($N_{T4} = 105$).

El radio de *home range* estimado en el presente estudio ($HRradius = 121,85$ m), es la primera estima del patrón de uso del espacio para *O. vulgaris* obtenida a partir de inferencia bayesiana. Las anteriores estimas del *home range* de diferentes especies de octópodos se basan en el estudio seguimiento de individuos concretos mediante observación directa o seguimiento acústico (Scheel and Bisson 2012; Hofmeister & Voss 2017). En el caso de *O. vulgaris*, muy pocos estudios han descrito el patrón de movimiento de la especie mediante técnicas de marcaje y recaptura. Mather & O'Dor (1991) estimaron un *home range* de 117 m^2 , mientras que Fuentes & Iglesias (2010) observaron un comportamiento sedentario del 80,5% de los individuos liberados dentro de un radio de 5 km. Ambas aportaciones están muy distantes una de otra. Por ello, es necesario aclarar que la estima de movimiento aportada por el modelo propuesto hace referencia a un movimiento basal, sin tener en cuenta el movimiento referido a la migración reproductiva. Esta estima no toma en cuenta posibles cambios en la distribución y/o densidad de presas de *O. vulgaris*, la frecuencia e intensidad de la depredación hacia ellos, ni toma en cuenta covariables abióticas. La realización de futuros estudios con marcaje acústico, podrían complementar estas estimas y continuar aportando conocimiento en relación a la ecología del movimiento de la especie.

Los resultados reportados sugieren que el método implementado en este estudio permite obtener estimas precisas de los parámetros poblacionales descritos. Teniendo en cuenta que la máxima probabilidad de captura en el centro del *home range* individual (p_0)

y el radio del *home range* (*HRradius*) son parámetros únicos para los individuos de la población, es necesario realizar un estudio en un periodo de tiempo donde la probabilidad de detección permanezca razonablemente constante y el patrón de movimiento pudiera permanecer lo más estable posible a lo largo del mismo. Un factor que incide al mismo tiempo sobre la probabilidad de detección de *O. vulgaris* y su patrón de movimientos es la temperatura. Estudios previos apuntan a una menor movilidad debido a una menor actividad metabólica cuando la temperatura desciende (Sánchez & Obarti 1993). Por consiguiente, esta menor movilidad conduciría a un descenso en la probabilidad de detección (Alós *et al.* 2012, 2015). Si queremos que la probabilidad de detección no se vea afectada por la época reproductiva, nos veremos obligados a realizar este tipo de experimentos en invierno, cuando la temperatura desciende considerablemente en el Mediterráneo. Estos motivos hacen aconsejable aumentar el esfuerzo de muestreo por día, aumentando por tanto el número de nasas u otros artes de pesca. Aumentar el número de recapturas podría ser clave a la hora de comprender los factores que afectan al movimiento de la especie. Sin embargo, aumentar el esfuerzo de muestreo o la superficie del área de estudio podría llevar a problemas logísticos o computacionales que hiciera inviable el empleo de estas técnicas.

Finalmente, las estimas aportadas por el modelo sugieren un patrón en cuanto al uso del hábitat por *O. vulgaris*, en ambientes antropizados. La mayor densidad de individuos se establecería entre las granjas de acuicultura en el canal del puerto y el centro de investigación del LIMIA, en la zona con mayor densidad de fondeos y elementos de origen antrópico. *O. vulgaris* podría beneficiarse de estos hábitats alterados debido a la gran densidad de refugios (Katsanevakis & Verriopoulos 2004a,b; Guerra *et al.* 2014), así como del potencial alimento (Sánchez & Obarti 1993; Katsanevakis & Verriopoulos 2004b; Anderson *et al.* 2008; Hofmeister 2015; Idrissi *et al.* 2016). Por tanto, la implementación metodológica desarrollada en este estudio podría ser una buena herramienta en base a futuras estrategias de gestión de los recursos costeros, ya sea en áreas de especial interés de conservación (reservas marinas), en áreas de explotación (caladeros) o en zonas costeras con una elevada presión antrópica. No obstante, el desarrollo de nuevas técnicas (p. ej. seguimiento mediante marcaje acústico) o implementación de nuevos modelos matemáticos son necesarios para abordar nuevos horizontes y ampliar el conocimiento de los diversos aspectos biológicos y ecológicos de esta especie.

5. Conclusiones

- i. El método de marcaje y recaptura implementado ha proporcionado unos resultados satisfactorios a distintas escalas temporales, con una tasa de recaptura similar a la alcanzada en otros estudios. El *PIT-tag* ha resultado un tipo de marca eficaz en condiciones naturales para *O. vulgaris*.
- ii. La probabilidad de detección fue constante a lo largo del estudio. No se vio sesgada por la sex ratio poblacional, ni por el comienzo del periodo reproductivo y no afectó a las estimas proporcionadas por el modelo.
- iii. Se encontró un solapamiento generacional en la población, debido a la presencia de individuos de más de un año de longevidad tras el final de la temporada reproductiva del año previo.
- iv. Las estimas de abundancia poblacional de *O. vulgaris* se acoplan al ciclo de vida de la especie, viéndose principalmente influenciada por la tasa de reclutamiento anual.
- v. El radio de *home range* estimado es la primera estima del patrón de movimiento de *O. vulgaris* obtenida a partir de inferencia bayesiana. Se requieren más estudios que ahonden en el conocimiento de la ecología del movimiento de la especie.

6. Agradecimientos

Me gustaría dejar constancia del enorme apoyo que he sentido por parte de mis directores desde el comienzo de mi estancia en el IMEDEA. Miquel Palmer y Pablo Arechavala me recibieron con los brazos abiertos y se convirtieron rápidamente en el timón perfecto para liderar de este proyecto. Me introdujeron en el Grupo de Ecología de Peces como a un igual, facilitando la comunicación con el resto de investigadores y ofreciendo la posibilidad de aprender de diversos temas de investigación puntera en el ámbito de la ecología marina. En cuanto al plano personal, sólo se me ocurren palabras de agradecimiento y orgullo, al haber podido compartir este periodo de mi vida con personas tan íntegras y humanas, como han demostrado ser.

Quiero hacer mención especial a dos compañeros sin los cuales este proyecto hubiera visto mermadas sus expectativas. Guillermo Follana, sin quién no hubiera podido llevar a cabo todo el proceso de muestreo y quien ha sido un constante apoyo, tanto profesional como personal desde mi llegada a Mallorca. Además de su encomiable aportación a este proyecto, me introdujo dentro de su grupo social, haciendo de mi

estancia un periodo mucho más alegre y feliz. A su vez, Carlos Díaz ha sido indispensable en el plano computacional, así como en la elaboración de gráficos y mapas, otorgando a este proyecto un considerable salto de calidad.

Por último, agradecer al personal directivo y técnico, tanto del IMEDEA como del LIMIA, la posibilidad de llevar a buen puerto este proyecto mediante el uso de sus instalaciones. Agradecer al servicio de Clúster de cálculo de la UIB, gestionado y administrado por el Centro de Tecnologías de la Información. Este proyecto ha sido financiado el Ministerio de Economía y Competitividad a través de las convocatorias postdoctorales Juan de la Cierva (IJCI-2015-25595; IP: Pablo Arechavala López).

7. Bibliografía

- Alós, J., Palmer, M. & Arlinghaus, R. (2012) Consistent selection towards low activity phenotypes when catchability depends on encounters among human predators and fish. *PLoS ONE* **7**, e48030.
- Alós, J., Palmer, M., Trías, P., Díaz-Gil, C. & Arlinghaus, R. (2015) Recreational angling intensity correlates with alteration of vulnerability to fishing in a carnivorous coastal fish species. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* **72**, 217–225.
- Ambrose, R.F. (1986) invertebrates in a rocky subtidal community. **30**, 261–273.
- Anderson, R.C., Wood, J.B. & Mather, J.A. (2008) *Octopus vulgaris* in the Caribbean is a specializing generalist. *Marine Ecology Progress Series* **371**, 199–202.
- Beentjes, M.P. & Carbines, G. (2005) Population structure and relative abundance of blue cod (*Parapercis colias*) off Banks Peninsula and in Dusky Sound, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **39**, 77–90.
- Belcari, P., Cuccu, D., González, M., Srairi, A. & Vidoris, P. (2002) Distribution and abundance of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Cephalopoda: Octopoda) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina* **66**, 157–166.
- Börger, L., Dalziel, B.D. & Fryxell, J.M. (2008) Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology Letters* **11**, 637–650.
- Canali, E., Ponte, G., Belcari, P., Rocha, F. & Fiorito, G. (2011) Evaluating age in *Octopus vulgaris*: estimation, validation and seasonal differences. *Marine Ecology Progress Series* **441**, 141–149.

- Domain, F., Jouffre, D. & Caverivière, A. (2000) Growth of *Octopus vulgaris* from tagging in Senegalese waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **80**, 699–705.
- Dubkov, A. A. & Spagnolo, B. (2007). Langevin approach to Lévy flights in fixed potentials: exact results for stationary probability distributions. *arXiv preprint arXiv:0810.0815*.
- Estefanell, J., Socorro, J., Afonso, J.M., Roo, J., Fernández-Palacios, H. & Izquierdo, M.S. (2011) Evaluation of two anaesthetic agents and the passive integrated transponder tagging system in *Octopus vulgaris* (Cuvier 1797). *Aquaculture Research* **42**, 399–406.
- Fonseca, P., Campos, A. & Garcia, A. (2002) Bottom trawl codend selectivity for cephalopods in Portuguese continental waters. *Fisheries Research* **59**, 263–271.
- Fuentes, L. & Iglesias, J. (2010) Release experiments with *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 in Galicia, NW Spain. First results on recapture rate, distribution and growth. *Vie et Milieu* **60**, 65–71.
- Fuentes, L., Otero, J.J., Moxica, C., Sánchez, F.J. & Iglesias, J. (2006) Application of different external tagging methods to *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, with special reference to T-bar anchor tags and Petersen disks. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* **22**, 3–11.
- Gardiner, C.W. (1990) Handbook of Stochastic Methods for Physics, Chemistry and the Natural Sciences, Springer - Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo 1983. 442 Seiten, Preis: DM 115, *Berichte der Bunsengesellschaft für physikalische Chemie* **89**, 721-721.
- González, M., Barcala, E., Pérez-Gil, J.L., Carrasco, M.N. & García-Martínez, M.C. (2011) Fisheries and reproductive biology of *Octopus vulgaris* (Mollusca: Cephalopoda) in the Gulf of Alicante (Northwestern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* **12**, 369–389.
- Guerra, Á. (1981) Spatial distribution pattern of *Octopus vulgaris*. *J. Zool.* 195, 133–146.
- Guerra, Á., Hernández-Urcera, J., Garci, M.E., et al. (2014) Dwellers in dens on sandy bottoms: Ecological and behavioural traits of *Octopus vulgaris*. *Scientia Marina* **78**, 405–414.

- Hernández-López, J.L. & Castro-Hernández, J.J. (2001) Age determined from the daily deposition of concentric rings on common octopus (*Octopus vulgaris*) beaks. *Fishery Bulletin* **99**, 679–684.
- Hilborn, R. & Walters, C.J. (1992) *Quantitative Fisheries Stock Assessment*.
- Hofmeister, J.K.K. (2015) Movement, Abundance Patterns, and Foraging Ecology of the California Two Spot Octopus, *Octopus bimaculatus*.
- Hofmeister, J.K.K. & Voss, K.M. (2017) Activity space and movement patterns of *Octopus bimaculatus* (Verrill, 1883) around Santa Catalina Island, California. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **486**, 344–351.
- Idrissi, F.H., Amina, B., Omar, E. & Najib, C. (2016) Trophic level of the *Octopus vulgaris* in the continental shelf of the area Cape Blanc - Cape Jubu. *International Journal of Scientific & Engineering Research* **7**, 557–564.
- Katsanevakis, S. & Verriopoulos, G. (2004a) Abundance of *Octopus vulgaris* on soft sediment. *Scientia Marina* **68**, 553–560.
- Katsanevakis, S. & Verriopoulos, G. (2004b) Den ecology of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, on soft sediment: availability and types of shelter. *Scientia Marina* **68**, 147–157.
- Katsanevakis, S. & Verriopoulos, G. (2006) Modelling the effect of temperature on hatching and settlement patterns of meroplanktonic organisms: the case of the octopus. *Scientia Marina* **70**, 699–708.
- Kéry, M. & Schaub, M. (2012) *Bayesian Population Analysis using WinBUGS. A hierarchical perspective*. Waltham: Academic Press.
- Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. (1992) Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. *Ecological Monographs* **62**, 67–118.
- Mather, J.A. & O’Dor, R.K. (1991) Foraging strategies and predation risk shape the natural history of juvenile *Octopus vulgaris*. *Bulletin of Marine Science* **49**, 256–269.
- Mcgarvey, R. (2009) Methods of estimating mortality and movement rates from single-tag recovery data that are unbiased by tag non-reporting. *Reviews in Fisheries Science* **17**, 291–304.
- Mereu, M., Agus, B., Cannas, R., Cau, A., Coluccia, E. & Cuccu, D. (2015) Mark–recapture investigation on *Octopus vulgaris* specimens in an area of the central

- western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **95**, 131–138.
- Morrison, M. & Carbines, G. (2006) Estimating the abundance and size structure of an estuarine population of the sparid *Pagrus auratus*, using a towed camera during nocturnal periods of inactivity, and comparisons with conventional sampling techniques. *Fisheries Research* **82**, 150–161.
- Palmer, M., Balle, S., March, D., Alós, J. & Linde, M. (2011) Size estimation of circular home range from fish mark-release-(single)- recapture data: Case study of a small labrid targeted by recreational fishing. *Marine Ecology Progress Series* **430**, 87–97.
- Perales-Raya, C., Jurado-Ruzafa, A., Bartolomé, A., Duque, V., Carrasco, M.N. & Fraile-Nuez, E. (2014) Age of spent *Octopus vulgaris* and stress mark analysis using beaks of wild individuals. *Hydrobiologia* **725**, 105–114.
- Pessanha, M.P. & Cabral, H.N. (2017) Fish behaviour effects on the accuracy and precision of underwater visual census surveys. A virtual ecologist approach using an individual-based model. *Ecological Modelling* **346**, 58–69.
- Plummer, M., Best, N., Cowles, K. & Vines, K. (2006). CODA: convergence diagnosis and output analysis for MCMC. *R news* **6**, 7-11.
- Quetglas, A., Alemany, F., Carbonell, A., Merella, P. & Sánchez, P. (1998) Biology and fishery of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, caught by trawlers in Mallorca (Balearic Sea, Western Mediterranean). *Fisheries Research* **36**, 237–249.
- Royle, J.A., Chandler, R.B., Sollmann, R. & Gardner, B. (2013) *Spatial Capture-Recapture*. Academic Press.
- Sánchez, P. & Obarti, R. (1993) *The Biology and Fishery of Octopus vulgaris Caught with Clay Pots on the Spanish Mediterranean Coast* In: Okutani, T., O’Dor, R.K. and Kubodera, T. *Recent Advances in Fisheries Biology* (Tokai University Press, Tokyo). pp 477–487.
- Scheel, D. & Bisson, L. (2012) Movement patterns of giant Pacific octopuses, *Enteroctopus dofleini* (Wülker, 1910). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **416–417**, 21–31.
- Seber, G.A.F. (1986) A Review of Estimating Animal Abundance. *Biometrics* **42**, 267–292.

- Stoner, A.W., Ryer, C.H., Parker, S.J., Auster, P.J. & Wakefield, W.W. (2008) Evaluating the role of fish behavior in surveys conducted with underwater vehicles. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* **65**, 1230–1243.
- Su, Y.S. & Yajima, M. (2015) R2jags: Using R to run “JAGS.” R package version 0.5-7.
- Tsangridis, A., Sánchez, P. & Ioannidou, D. (2002) Exploitation patterns of *Octopus vulgaris* in two Mediterranean areas. *Scientia Marina* **66**, 59–68.

8. Anexo 1

```

cat("model {
# General priors (common across individuals???????)
HRradius ~ dnorm(0,0.000001)T(10,1000) # Radio del Home Range
sigma <- HRradius/sqrt(-2*log(0.05)) # Eqn 8
alpha0 ~ dnorm(0,0.000001)T(-5,5) # Prior de la probabilidad basal de captura
logit(p0) <- alpha0
psi ~ dunif(0,1) # Parámetro auxiliar de augmented data
for (t in 1:nT){ # Loop para cada ocasión primaria
  N[t] <- sum(z[1:n.ind,t]) # Abundancia poblacional (variable derivada)
  gamma[t] ~ dunif(0,1) # Tasa de Reclutamiento
  phi[t] ~ dunif(0,1) # Tasa de Mortalidad
}
for (i in 1:n.ind){ # Loop para cada individuo
  HRx[i] ~ dunif(0,sidex)
  HRy[i] ~ dunif(0,sidey)
# Constricción de los centros del HR dentro del área de estudio (mediante capa raster SIG)
pOK[i] <- mask[(trunc(HRy[i] / pixel.size )+1), (trunc(HRx[i] / pixel.size )+1)] # empleo de
las coordenadas sobre capa raster
OK[i] ~ dbern(pOK[i]) # OK[i] = 1, El “truco del uno”
# Primera ocasión de muestreo (T=1)
z[i,1] ~ dbern(psi) # variable indicadora (augmented data)
A[i,1] <- (1-z[i,1]) # variable indicadora (reclutamiento)
for (t in 2:nT){ # Loop a nivel de ocasión secundaria
  a1[i,t]<-sum(z[i,1:t])
  A[i,t]<-step(a1[i,t]-1) # variable indicadora (reclutamiento)
  mu[i,t]<-phi[t]*z[i,t-1]+gamma[t]*A[i,t-1]
  z[i,t]~dbern(mu[i,t]) # variable indicadora (augmented data)
}
}
for (i in 1:n){ # Loop a nivel de observación
  d2[i] <- (X[i]-HRx[ID[i]])^2+(Y[i]-HRy[ID[i]])^2 # Cuadrado de la distancia (trampa al
centro del HR)
  p[i] <- z[ID[i],T[i]]*p0*exp(-d2[i]/(2*sigma^2)) # Eqn 9
  PA[i] ~ dbern(p[i]) # Observaciones (Presencia / Ausencia)
}
}","fill = TRUE)

```

9. Anexo 2

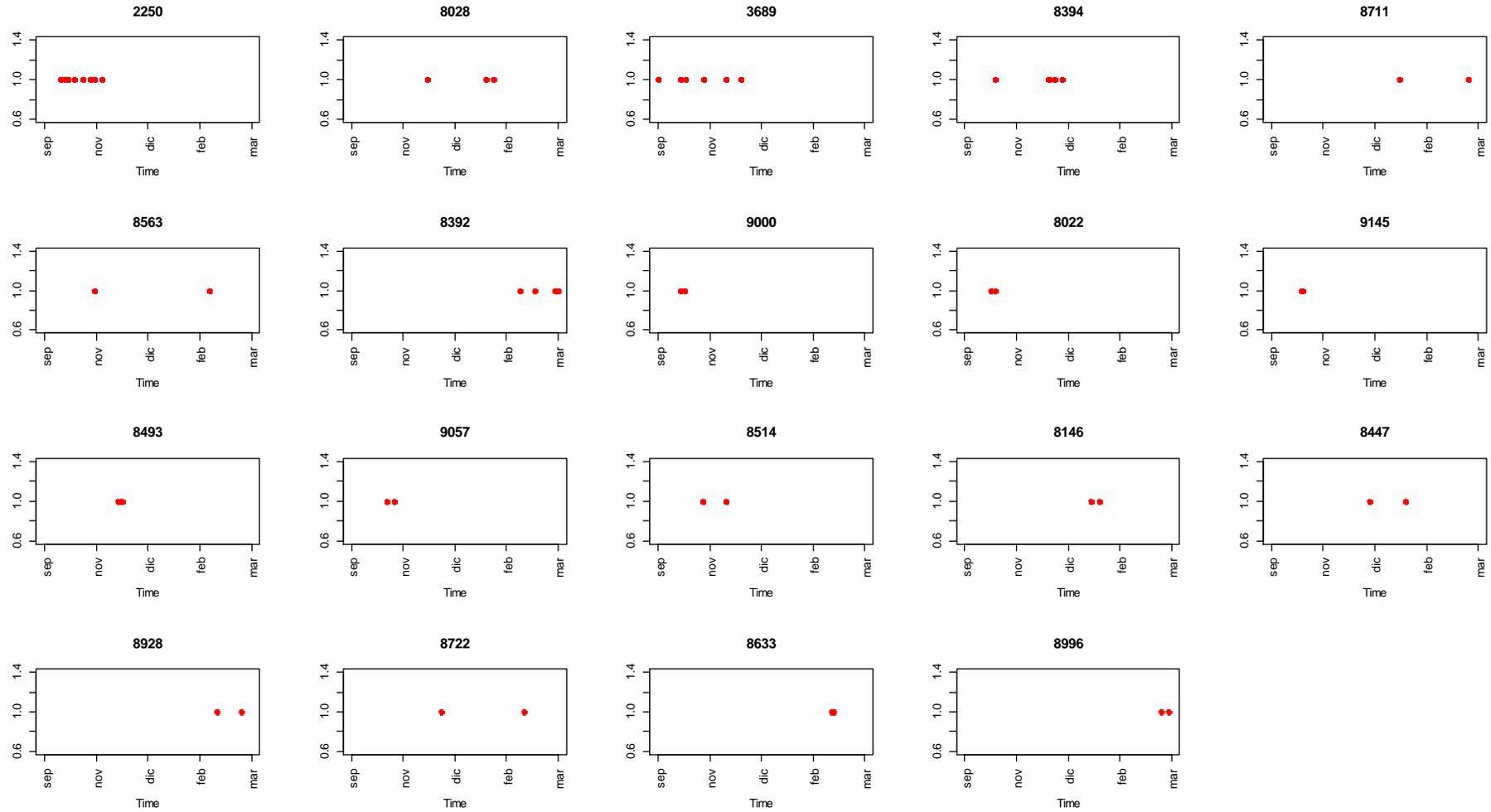


Figura 16. Individuos recapturados a lo largo del estudio y organización temporal de los sucesos de captura.



Reportaje sobre el proyecto en el programa "Gent de la Mar" de IB3. Fuente: <http://ib3tv.com/carta?programId=3a4390c7-e17a-4c8b-b168-68da98a795dd>

ciencia

ciencia



El pop de roca surt del seu amagatall

L'Imedea i el LIMIA impulsen una prova pilot per ampliar els coneixements científics de les poblacions d'Octopus vulgaris al port d'Andratx

Elis Dal

Quan els pulpos surten a la superfície, són molt difícils de veure. Però, si s'observa amb una lupa, es poden veure molt bé. Els pulpos són animals molt interessants i molt comuns a les illes Balears. Els pulpos són animals molt interessants i molt comuns a les illes Balears. Els pulpos són animals molt interessants i molt comuns a les illes Balears.

El projecte d'investigació Octopus Ts busca ampliar el coneixement sobre les poblacions de Octopus vulgaris en les zones costaneres de les illes Balears aplicant noves tècniques de anàlisi i models estadístics. El projecte d'investigació Octopus Ts busca ampliar el coneixement sobre les poblacions de Octopus vulgaris en les zones costaneres de les illes Balears aplicant noves tècniques de anàlisi i models estadístics.

El projecte d'investigació Octopus Ts busca ampliar el coneixement sobre les poblacions de Octopus vulgaris en les zones costaneres de les illes Balears aplicant noves tècniques de anàlisi i models estadístics. El projecte d'investigació Octopus Ts busca ampliar el coneixement sobre les poblacions de Octopus vulgaris en les zones costaneres de les illes Balears aplicant noves tècniques de anàlisi i models estadístics.

El projecte d'investigació Octopus Ts busca ampliar el coneixement sobre les poblacions de Octopus vulgaris en les zones costaneres de les illes Balears aplicant noves tècniques de anàlisi i models estadístics. El projecte d'investigació Octopus Ts busca ampliar el coneixement sobre les poblacions de Octopus vulgaris en les zones costaneres de les illes Balears aplicant noves tècniques de anàlisi i models estadístics.



Un pulpo a la seva habitació al Port d'Andratx, a les Illes Balears. Imatge: Miquel Àngel Gual, IMEDEA.

Un pulpo a la seva habitació al Port d'Andratx, a les Illes Balears. Imatge: Miquel Àngel Gual, IMEDEA.

Un pulpo a la seva habitació al Port d'Andratx, a les Illes Balears. Imatge: Miquel Àngel Gual, IMEDEA.

B@LEÓPOLIS

EL SUPLEMENT DE LA INNOVACIÓ EN LAS ISLAS

GeniusUp, videojuego y mapas con mucha ciencia

Los pulpos del Port d'Andratx

Ecología i el projecte de investigació Octopus Ts busca ampliar el coneixement sobre les poblacions de Octopus vulgaris en les zones costaneres de les illes Balears aplicant noves tècniques de anàlisi i models estadístics.



ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE OCTOPUS VULGARIS



Reportajes en prensa escrita digital de las Islas Baleares. Fuente: AraBalears y El Mundo - "B@leopolis", respectivamente.