

22(3)

La pesquería con nasas de *Cancer pagurus* en el País Vasco: capturas, caracterización biológica, capturas por unidad de esfuerzo y modelización de la distribución de su hábitat



Joxe Mikel Garmendia
Ibon Galparsoro
J. Germán Rodríguez
Juan Bald

J.M. Garmendia, I. Galparsoro, J.G. Rodríguez, J. Bald, 2015. La pesquería con nasas de *Cancer pagurus* en el País Vasco: capturas, caracterización biológica, capturas por unidad de esfuerzo y modelización de la distribución de su hábitat. *Revista de Investigación Marina, AZTI*, 22(3): 33-63

La serie '*Revista de Investigación Marina*', editada por la Unidad de Investigación Marina de AZTI, cuenta con el siguiente Comité Editorial:

Editor: Dr. Ángel Borja

Adjunta al Editor: Dña. Mercedes Fernández Monge e Irantzu Zubiaur
(coordinación de las publicaciones)

Comité Editorial: Dr. Lorenzo Motos
Dr. Adolfo Uriarte
Dr. Michael Collins
Dr. Javier Franco
D. Julien Mader
Dña. Marina Santurtun
D. Victoriano Valencia
Dr. Xabier Irigoien
Dra. Arantza Murillas
Dr. Josu Santiago

La '*Revista de Investigación Marina*' de AZTI edita y publica investigaciones y datos originales resultado de la Unidad de Investigación Marina de AZTI. Las propuestas de publicación deben ser enviadas al siguiente correo electrónico aborja@azti.es. Un comité de selección revisará las propuestas y sugerirá los cambios pertinentes antes de su aceptación definitiva.



Edición: 1.ª Noviembre 2015

© AZTI

ISSN: 1988-818X

Unidad de Investigación Marina

Internet: www.azti.es

Edita: Unidad de Investigación Marina de AZTI

Herrera Kaia, Portualdea

20110 Pasaia

Foto portada: © Iñigo Onandia

© AZTI 2015. Distribución gratuita en formato PDF a través de la web: www.azti.es/RIM

La pesquería con nasas de *Cancer pagurus* en el País Vasco: capturas, caracterización biológica, capturas por unidad de esfuerzo y modelización de la distribución de su hábitat

J.M. Garmendia^{1*}, I. Galparsoro¹, J.G. Rodríguez¹, J. Bald¹.

Resumen

La pesquería del buey de mar (*Cancer pagurus*) se viene realizando durante muchos años frente a las costas del País Vasco. Sin embargo, no se dispone de información completa referente a las capturas ni a otros detalles de su actividad. Con el fin de subsanar esta ausencia de información, en el año 2013 se comenzó a trabajar con algunas embarcaciones dedicadas a la pesca de esta especie: se iniciaron muestreos a puerto para llevar a cabo la caracterización biológica de la captura (sexo, tamaño y peso de los ejemplares capturados) y se repartieron diarios de pesca para registrar las capturas de cada salida (número de nasas largadas, número de ejemplares y peso capturado). En base a la información obtenida en 2013 y 2014, el 73% de la captura correspondió a individuos hembra y el 27% a individuos macho; el peso medio individual fue de 903 g; ambos sexos siguen distinto patrón de crecimiento; entre los ejemplares de pequeña talla capturados, dominaron los machos; el promedio de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) ha sido de 53,3 kg/100 nasas (d.e. 33,0 kg/100 nasas); las nasas estuvieron largadas en el mar mayoritariamente entre 2 y 5 días; el 99% de la captura superó la talla mínima legal exigida (130 mm de anchura de caparazón); y no se observó tendencia descendente de la CPUE. Finalmente, se aplicó un modelo del hábitat mediante el análisis estadístico de las capturas junto con la distribución de la profundidad, obteniéndose unos mapas de las zonas óptimas de presencia del buey de mar.

Palabras clave: pesquería, pesca artesanal, nasa, buey de mar, *Cancer pagurus*, captura, CPUE, mapa de hábitat, País Vasco

Abstract

The edible crab (*Cancer pagurus*) fishery off the coast of the Basque Country exists since many years ago. However, it is not available a complete information about catches or other details of their activity. In order to fill this lack of information, a collaborative work with some vessels engaged in fishing of edible crab began in 2013: port sampling were done in order to carry out the biological characterization of the catch (sex, size and weight of the captured specimens) and diaries were distributed to record catches of each working day (number of creel used, number of individuals captured and total catch weight). Based on the information obtained in 2013 and 2014, 73% of the catch corresponded to female individuals and 27% to male individuals; the average individual weight was 903 g; both sexes follow different growth pattern; males dominated among the small size individuals; the average catch per unit of effort (CPUE) was 53.3 kg/100 creels (s.d. 33.0 kg/100 creels); the creels were in the sea mostly between 2 and 5 days; 99% of the catch exceeded the required minimum legal size (130 mm of carapace width); and it was not observed any downward trend of CPUE, which reflects the good state of the resource, at least in this fishing ground and the considered fishing pressure. Finally, a habitat model was applied by an statistical analysis of the catches and their depth distribution, as a result, maps of those suitable zones for the presence of edible crab were obtained.

Keywords: fishery, artisanal fishery, creel, edible crab, *Cancer pagurus*, catch, CPUE, habitat map, Basque Country

Introducción

El buey de mar (*Cancer pagurus*) se encuentra y se explota comercialmente desde el norte de Noruega hasta Portugal, incluidas las Islas Británicas. La abundancia de esta especie es desconocida en la mayor parte de su rango de distribución

¹ AZTI; Marine Research Division; Herrera Kaia, Portualdea z/g; 20110 Pasaia; Gipuzkoa, Spain

* Corresponding author: jgarmendia@azti.es

(Tallack, 2002). Hasta la fecha, no hay información sobre colapso o agotamiento por debajo de niveles comercialmente viables de ningún stock de ninguna región (Tully, 2006), aunque en algunos casos se ha cerrado la pesquería durante algunos años, como ocurrió en Noruega en los años 80 y 90 (Woll *et al.*, 2006). La pesquería del buey de mar está regulada mediante la talla mínima, y, aunque existen otras pocas regulaciones, la gestión de la pesquería es, en general, débil. Además de la talla, las limitaciones pueden establecerse por la definición de periodos de pesca, la prohibición de desembarque de bueyes de mar con caparazón blando y ovados, número máximo de nasa por embarcación o tripulante, captura total permitida, cuota por embarcación, número de licencias, etc. (Woll *et al.*, 2006; Ungfors, 2008). En este sentido, a lo largo del periodo de muda (desde la pre-muda de reabsorción del caparazón viejo hasta la post-muda de endurecimiento del caparazón nuevo) la cantidad y calidad de carne del animal está por debajo de los requerimientos comerciales. Por ello, estos individuos de caparazón blando suelen ser rechazados en el mercado, y la identificación de bueyes de mar en estas condiciones es una parte fundamental en la selección a bordo y en su compra en el mercado.

En el caso del País Vasco, la pesca artesanal costera de, entre otras especies, el buey de mar (ver Anexo 3 para más detalles), es practicada por un importante número de embarcaciones de variado porte: 129 unidades de entre 5 y 28 m de eslora, con 1 a 6 tripulantes, que faenan en caladeros próximos a la costa, efectuando mareas de corta duración, generalmente inferiores a 24 horas, o a unas distancias considerables de sus puertos (Murillas *et al.*, 2012). El volumen de capturas de la flota vasca de pesca artesanal es reducido si lo comparamos con el de otros subsectores como el de arrastre (*pesca de altura*) o el de cerco y cebo vivo (*pesca de bajura*). Sin embargo, no se puede olvidar su importancia en términos sociales y de interés económico-cultural en los municipios costeros en los que está presente esta flota. Las pesquerías costeras a pequeña escala presentan una importancia social mucho mayor que las pesquerías industriales, a pesar del mayor valor económico de estas últimas (Mc Goodwin, 1990; FAO, 1995; Orensanz y Jamieson, 1998).

La revisión de las épocas de veda y tallas mínimas establecidas para la pesca de determinadas especies de crustáceos decápodos por parte de este sector artesanal y el desarrollo de una nueva regulación que permita satisfacer los intereses del sector es una demanda recurrente año tras año y largamente solicitada por los pescadores del País Vasco. En este sentido, algunos pescadores del País Vasco expresaron en el año 2013 su interés por modificar el periodo de veda del buey de mar (véase Anexo 2) para poder capturarlo en verano, argumentando que la reducida flota dedicada a su pesca con nasa no afectaría de manera significativa a la población explotada.

Para propiciar dicho cambio en el patrón de explotación de esta especie, es indispensable el conocimiento del estado del recurso explotado. Sin embargo, uno de los grandes problemas en la gestión de los recursos de crustáceos decápodos en

general, y del buey de mar en particular en el País Vasco, es la ausencia casi total de información relativa a la actividad pesquera (esfuerzo de pesca, capturas, zonas de pesca, etc.). Debido a que la totalidad de las capturas no siguen el circuito de venta en las cofradías, el registro de las capturas no es adecuado y éstas se encuentran subestimadas.

A principios de 2013 algunas embarcaciones pertenecientes al censo de artes menores solicitaron a la Dirección de Pesca y Acuicultura del Gobierno Vasco la necesidad de estudiar un cambio en el patrón de explotación del buey de mar mediante nasa permitiendo su captura en los meses de julio a octubre, época en la que la legislación actual establece la veda a las capturas de esta especie. Por este motivo dichas embarcaciones solicitaron la posibilidad de poder ejercer a modo experimental la extracción de buey de mar en esta época, estableciendo al mismo tiempo un seguimiento exhaustivo de la actividad y recogida de información biológica que permitiese: (1) llevar a cabo a medio-largo plazo la revisión del cuadro general de vedas y tallas mínimas del buey de mar; y (2) establecer los mecanismos de alarma que durante el ejercicio experimental de esta pesca pudieran detectar cualquier problema que sugiriese el cese de la misma en las condiciones experimentales autorizadas.

Estos estudios fueron llevados a cabo por la Unidad de Investigación Marina de AZTI entre 2013 y 2014 y permitieron la recopilación de la información que en el presente trabajo se presenta: (1) datos biológicos de las capturas del buey de mar en el País Vasco; (2) caracterización de dichas capturas; y (3) establecimiento de las áreas preferenciales del buey de mar en la costa vasca.

Al final del presente trabajo se aportan unos anexos con información sobre el ciclo de vida del buey de mar en los mares de Europa, sobre la normativa vigente en las Comunidades Autónomas del Cantábrico referente a esta pesquería y sobre la información técnica del arte de pesca en el País Vasco. Este material que se aporta a título informativo se considera importante como material de apoyo para el análisis y discusión de los datos analizados en el presente trabajo.

Material y métodos

La información biológica sobre la especie objetivo se ha recopilado mediante una exhaustiva revisión bibliográfica.

La descripción de las características técnicas del arte de pesca dirigido a buey de mar se ha llevado a cabo a partir de los datos recogidos de embarcaciones con base en el País Vasco y de Bald *et al.* (2008).

Para la recogida de información biológica de las capturas realizadas se llevaron a cabo muestreos en puerto (Figura 1) en dos embarcaciones entre los meses de julio y octubre (ambos incluidos). Se registró la información biológica correspondiente a los ejemplares capturados en cada andana por separado, anotándose para cada individuo:

Sexo: basado en la morfología del abdomen. En los machos el abdomen es estrecho y triangular, mientras que en las

hembras es más ancho y redondeado (véase Anexo 1).

Ancho del caparazón (AC, medido con flexómetro al 1 mm más cercano): se ha medido la máxima anchura del caparazón, medida perpendicularmente a la línea mediana anteroposterior del caparazón (según lo indicado en el Artículo 1.7 b del Reglamento (CE) N° 308/1999 que modifica el Reglamento N° 850/1998 del Consejo de 30 de marzo de 1998, para la conservación de los recursos pesqueros a través de medidas técnicas de protección de los juveniles de organismos marinos) (Figura 2).

Longitud del caparazón (LC, medido con flexómetro al 0,1 mm más cercano): medida desde la parte posterior del

cefalotórax al espacio entre los dientes frontales centrales (Figura 2).

Peso: se ha anotado el peso fresco de cada uno de los ejemplares con la ayuda de una báscula de 1 g de precisión.

Presencia o no de huevas en las hembras capturadas.

Además se repartieron diarios de pesca a las dos embarcaciones implicadas con la intención de registrar las capturas de todas las salidas efectuadas entre los meses de julio y octubre (ambos incluidos) durante las campañas de 2013 y 2014, y obtener así datos generales que permitan un mejor análisis de la situación del recurso (Figura 3).



Figura 1. Muestreo en puerto: (A) llegada del barco a puerto; (B) captura correspondiente a una andana; (C, D, E) toma de medidas en puerto (tamaño y peso) y (F) distribución de la captura en cajas para su traslado y posterior venta.

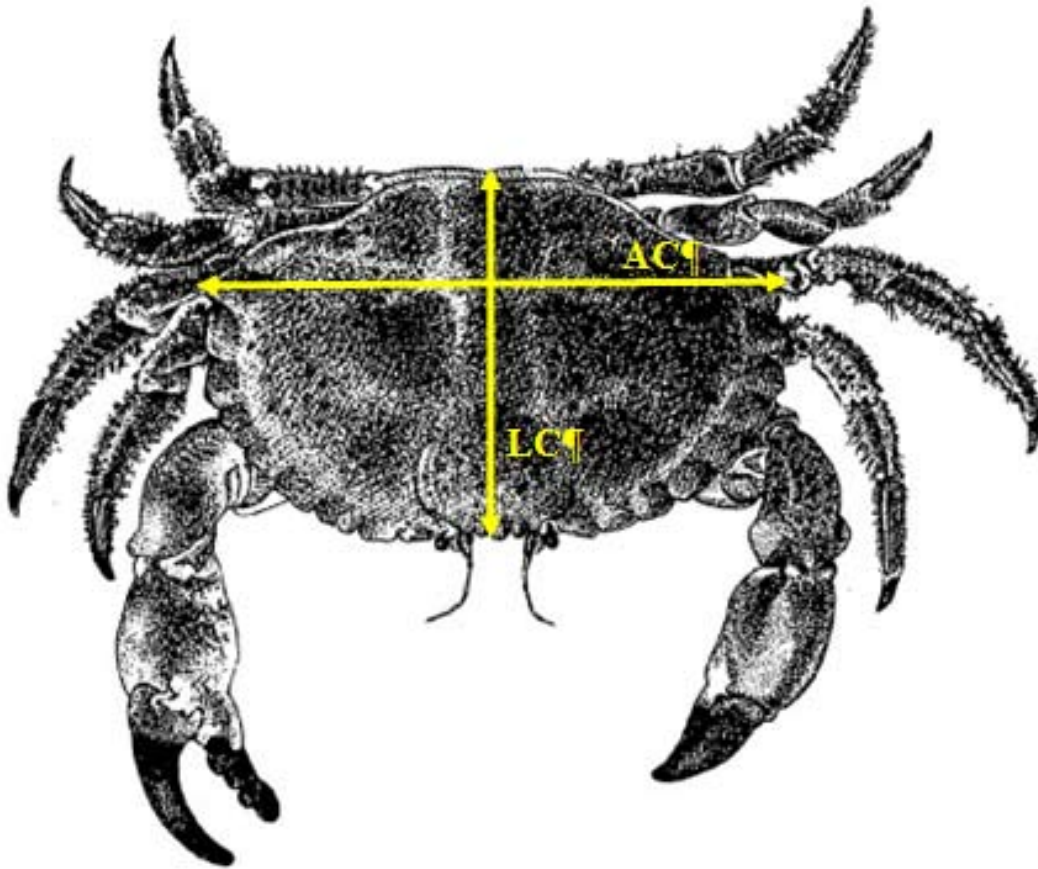


Figura 2. Forma de medición del ancho (AC) y la longitud del caparazón (LC).

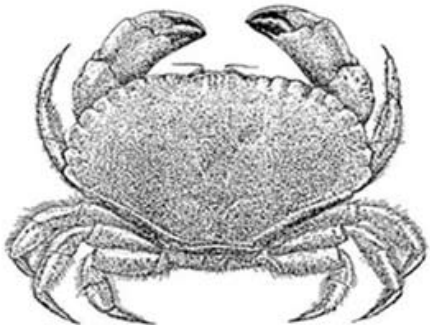
<p>DIARIO DE PESCA BUEY DE MAR (<i>Cancer pagurus</i>)</p> <p>Nombre:</p> <p>Embarcación:</p> <p>Mes:</p> 	<p>FECHA Y HORA DE VIRADA:</p> <table border="1"> <tr> <td>ANDANA</td> <td>Nº NASAS:</td> </tr> <tr> <td>INICIO: LATITUD:</td> <td>LONGITUD:</td> </tr> <tr> <td>FINAL: LATITUD:</td> <td>LONGITUD:</td> </tr> <tr> <td>En puerto:</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Nº txangurros:</td> <td>PESO captura (kg):</td> </tr> <tr> <td>En mar (Nº devueltos):</td> <td></td> </tr> <tr> <td>-vivos:</td> <td>-ovadas: -muertos:</td> </tr> </table> <table border="1"> <tr> <td>ANDANA</td> <td>Nº NASAS:</td> </tr> <tr> <td>INICIO: LATITUD:</td> <td>LONGITUD:</td> </tr> <tr> <td>FINAL: LATITUD:</td> <td>LONGITUD:</td> </tr> <tr> <td>En puerto:</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Nº txangurros:</td> <td>PESO CAPTURA (kg):</td> </tr> <tr> <td>En mar (Nº devueltos):</td> <td></td> </tr> <tr> <td>-vivos:</td> <td>-ovadas: -muertos:</td> </tr> </table> <table border="1"> <tr> <td>ANDANA</td> <td>Nº NASAS:</td> </tr> <tr> <td>INICIO: LATITUD:</td> <td>LONGITUD:</td> </tr> <tr> <td>FINAL: LATITUD:</td> <td>LONGITUD:</td> </tr> <tr> <td>En puerto:</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Nº txangurros:</td> <td>PESO CAPTURA (kg):</td> </tr> <tr> <td>En mar (Nº devueltos):</td> <td></td> </tr> <tr> <td>-vivos:</td> <td>-ovadas: -muertos:</td> </tr> </table> <p>OBSERVACIONES: CARNADA:</p>	ANDANA	Nº NASAS:	INICIO: LATITUD:	LONGITUD:	FINAL: LATITUD:	LONGITUD:	En puerto:		Nº txangurros:	PESO captura (kg):	En mar (Nº devueltos):		-vivos:	-ovadas: -muertos:	ANDANA	Nº NASAS:	INICIO: LATITUD:	LONGITUD:	FINAL: LATITUD:	LONGITUD:	En puerto:		Nº txangurros:	PESO CAPTURA (kg):	En mar (Nº devueltos):		-vivos:	-ovadas: -muertos:	ANDANA	Nº NASAS:	INICIO: LATITUD:	LONGITUD:	FINAL: LATITUD:	LONGITUD:	En puerto:		Nº txangurros:	PESO CAPTURA (kg):	En mar (Nº devueltos):		-vivos:	-ovadas: -muertos:
ANDANA	Nº NASAS:																																										
INICIO: LATITUD:	LONGITUD:																																										
FINAL: LATITUD:	LONGITUD:																																										
En puerto:																																											
Nº txangurros:	PESO captura (kg):																																										
En mar (Nº devueltos):																																											
-vivos:	-ovadas: -muertos:																																										
ANDANA	Nº NASAS:																																										
INICIO: LATITUD:	LONGITUD:																																										
FINAL: LATITUD:	LONGITUD:																																										
En puerto:																																											
Nº txangurros:	PESO CAPTURA (kg):																																										
En mar (Nº devueltos):																																											
-vivos:	-ovadas: -muertos:																																										
ANDANA	Nº NASAS:																																										
INICIO: LATITUD:	LONGITUD:																																										
FINAL: LATITUD:	LONGITUD:																																										
En puerto:																																											
Nº txangurros:	PESO CAPTURA (kg):																																										
En mar (Nº devueltos):																																											
-vivos:	-ovadas: -muertos:																																										

Figura 3. Diario de pesca a rellenar en cada salida.

Hábitat idóneo

Con los datos de muestreo (*i.e.*, puntos geográficos donde se largaron las nasas, así como los datos biológicos de los ejemplares capturados), se elaboró una base de datos para realizar análisis estadísticos. Además, parte de los datos recogidos fueron posteriormente integrados en un Sistema de Información Geográfica para representar las zonas de pesca y analizar los patrones de la distribución espacial de la pesca y las capturas. A partir de los registros y ubicación de las capturas se realizó un análisis del hábitat idóneo del buey de mar. El análisis y elaboración de los mapas del hábitat idóneo se realizó empleando el software MAXENT (Phillips *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2011). Para la aplicación de este método, se emplearon únicamente datos de presencia o, en este caso, las localizaciones en las que se registraron las capturas de buey, realizando un contraste entre las características o condiciones medioambientales de estas localizaciones respecto a las características de toda la zona de estudio, en este caso la plataforma continental vasca.

La aplicación del modelo del hábitat, se realizó mediante el análisis estadístico de las observaciones de campo (capturas) con una serie de características ambientales específicas que caracterizan el nicho ecológico de la misma (Guisan y Zimmerman, 2000; Hirzel y Guisan, 2002). Anteriormente, esta misma metodología fue aplicada con éxito por Galparsoro *et al.* (2009) para el estudio del hábitat idóneo del bogavante (*Homarus gammarus*).

En este caso, como variable ambiental continua, se empleó un modelo digital de elevaciones que cubría toda la plataforma continental frente a la costa vasca. Cabe destacar que el detalle o resolución de la información batimétrica para la zona de estudio es irregular, con zonas con información de gran detalle y precisión (hasta los 200 m de profundidad (Galparsoro *et al.*, 2010, 2015)), respecto a otras zonas de mayor profundidad en las que solo se dispone de información general. Para el presente estudio, se empleó información batimétrica general del proyecto MeshAtlantic (Vásquez *et al.*, 2014) puesto que no se dispone de información detallada de la distribución batimétrica ni de tipos de fondo y hábitats bentónicos de suficiente resolución y precisión a profundidades superiores a los 200 m frente a las costas del País Vasco.

Análisis estadístico

Para conocer cuáles son las relaciones biométricas Longitud Caparazón (LC)-Anchura Caparazón (AC) y Anchura Caparazón –Peso fresco (P), y si éstas son o no diferentes en machos y hembras, se han realizado regresiones de tipo II y se han comparado las pendientes de las rectas obtenidas utilizando el software SMATR v2.0 (Falster *et al.*, 2006) a partir de la información recogida en todos los muestreos en puerto. En el caso de la relación AC-P, los datos fueron transformados logarítmicamente.

Para conocer si las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) y el peso individual de las capturas de las diferentes embarcaciones son iguales, se realizó una prueba t de Student y/o una prueba de Rangos con signo (comparación pareada) considerando únicamente las capturas de las fechas coincidentes de ambos barcos (17 datos) utilizando el software STATGRAPHICS Centurion XVI v16.1.17 a partir de la información recogida en los diarios de pesca.

Por último, para saber si las capturas (CPUE y peso individual) son diferentes en función de las embarcaciones, de los distintos años o del número de días que las nasas están en el mar, se han comparado todos los datos recogidos en los diarios de pesca (83 datos; 2 barcos, 2 años; días de presencia de las nasas en el mar) mediante un ANOVA multifactorial con el software STATGRAPHICS. Debido a su distribución de datos, previo al análisis se ha aplicado una transformación logarítmica a las variables “CPUE” y “peso individual” y la covariable “días de presencia de las nasas en el mar”.

Los análisis estadísticos fueron realizados con un alfa de 0,05.

Resultados

Datos biológicos de las capturas del buey de mar en el País Vasco

En total se han realizado 31 muestreos en puerto (12 en 2013 y 19 en 2014) y se han registrado 83 salidas en diarios de pesca (29 en 2013 y 54 en 2014). Entre ambas campañas de 2013 y 2014 se han capturado 11.655 ejemplares de buey de mar (3.905 en 2013 y 7.750 en 2014), 10.039 kg (3.360 kg en 2013 y 6.679 kg en 2014), y se han medido 4.513 ejemplares, de los que 3.316 (73,5%) han sido hembras y 1.197 (26,5%) machos (Tabla 1).

Tabla 1. Ejemplares de buey de mar medidos en los muestreos a puerto realizados.

Ejemplares medidos	2013	2014	Total
Hembras	1.445	1.871	3.316
Machos	469	728	1.197
Total	1.914	2.599	4.513

Tabla 2. Tabla resumen en la que se indican el número total de andanas y nasas largadas por cada una de las dos embarcaciones estudiadas (A y B); así como las capturas en peso y número de individuos capturados.

	A		B	Total
	2013	2014	2014	
Nº total de andanas	77	67	101	245
Nº total de nasas	6.854	5.957	8.970	21.781
Capturas (kg)	3.311	4.740	2.601	10.652
Capturas (kg/andana)	42,9	70,7	25,8	43,5
Capturas (individuos)	3.817	5.102	2.899	11.818
Capturas (ind./andana)	49,6	76,1	28,7	48,2

Caladero

La zona de pesca o caladero analizado se encuentra a unos 30 km (16 millas náuticas) del puerto pesquero de Hondarribia, perpendicular a la costa (13,5 millas náuticas) y las embarcaciones emplean aproximadamente 2 horas de ruta para llegar a la zona.

La Tabla 2 muestra información sobre la fuente de los datos utilizados en el presente trabajo. Las andanas se largaron en profundidades comprendidas entre los 150 y 200 m, justo al borde del cantil.

El peso total de las capturas fue de 10.652 kg. Esto supone un peso medio por andana de 43,7 kg (desviación estándar de 31,3 y CV de 71,5%). Se capturó un total de 11.818 individuos. El número medio de individuos capturados por andana fue de 48,6 (desviación estándar de 33,4 y CV de 68,7%). Con estos datos, se establece que el peso medio por individuo para todo el muestreo fue de 899 g (desviación estándar de 96,1 y CV de 10,7%), variando los pesos entre los 210 g del ejemplar más ligero hasta los 2.165 g del ejemplar más pesado.

Relaciones biométricas

En la Figura 4 se puede observar la relación entre la anchura y longitud del caparazón, así como entre la anchura del caparazón y peso individual, tanto para hembras como para machos. Considerando todos los ejemplares capturados, se observan diferencias significativas en las pendientes de las rectas de regresión de ambos sexos ($p < 0,01$). Además, entre los ejemplares de pequeña talla capturados dominan los machos.

Peso medio individual

El promedio del peso individual de los ejemplares capturados cada jornada se encuentra mayoritariamente entre 0,8 y 1 kg (Figura 5). El ANOVA multifactorial realizado con todos los datos de captura (83 datos) nos indica que hay diferencias significativas ($p < 0,01$) de los pesos individuales entre las capturas de ambas embarcaciones, así como entre los distintos años ($p < 0,05$) (Figura 6). Sin embargo, las pruebas t de Student y la de signos realizada únicamente con las capturas

de las mismas fechas (17 datos) indican que no hay diferencias significativas entre ambas embarcaciones en el peso individual. Tal y como se observa en la Tabla 3, el peso promedio de los ejemplares capturados en 2014 ha sido mayor que el de los capturados en 2013, y la embarcación A ha capturado (en 2014) ejemplares de mayor peso que B.

Si se desglosan los datos por sexos, se observa que las hembras alcanzan promedios de peso mayores en todos los casos (Tabla 4), con una diferencia aproximada de 200-300 gramos.

Captura Por Unidad de Esfuerzo

En cuanto a la CPUE, expresada en kilos e individuos capturados cada 100 nasas, se observa una gran variabilidad de registros, especialmente en las capturas de la embarcación A. En la Figura 7 se observa que el promedio de CPUE es significativamente mayor en la embarcación A (datos de la campaña 2014). Además, en 2014 el promedio de CPUE es significativamente mayor que el de 2013 (datos de embarcación A). Esta apreciación viene respaldada por la Tabla 5, donde se observan los promedios de las CPUE obtenidas por cada embarcación en las campañas analizadas. El ANOVA multifactorial indica diferencias significativas entre las capturas de los barcos y los años (Figura 8).

Aunque el número de días que suelen dejarse las nasas en el mar es variable, 2-5 días son el periodo de días que más se repite entre la largada y virada de las andanas. Para saber si existen diferencias en las capturas según el número de días que están en el mar, también se calculó el promedio del peso individual de las capturas, así como la CPUE en función del número de días que las nasas se encuentran en el mar. A pesar de que la Figura 9 y Figura 10 no evidencian ninguna tendencia, el ANOVA multifactorial muestra que existe relación significativa con el número de días con el CPUE ($p = 0,0017$), pero no existe relación significativa con el peso individual de las capturas ($p = 0,1100$). A partir de esta información, se ha realizado un nuevo cálculo de la CPUE incluyendo la variable tiempo (kg/nasa*día) (Figura 11 y Tabla 6)

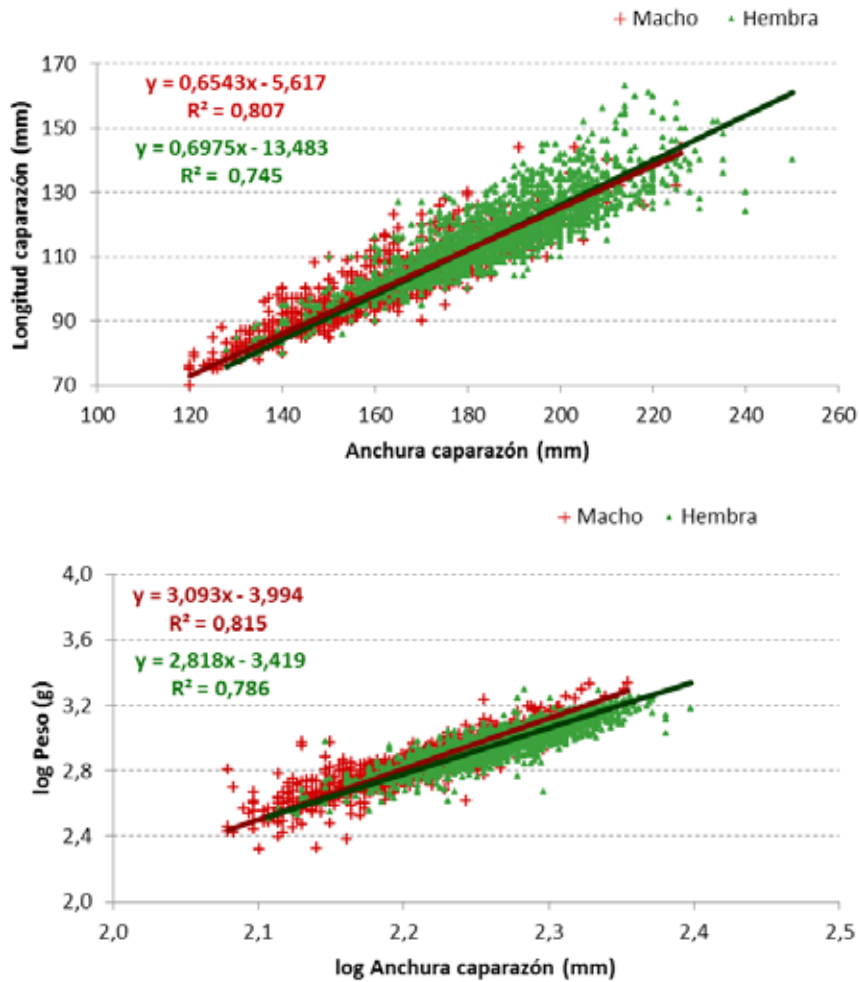


Figura 4. Relaciones biométricas entre la longitud y la anchura del caparazón (arriba) y entre el peso y la anchura del caparazón del buey de mar según la información recogida en los muestreos en puerto. Número de datos: 1.197 machos y 3.326 hembras en la figura de arriba; 1.176 machos y 3.268 hembras en la figura de abajo.

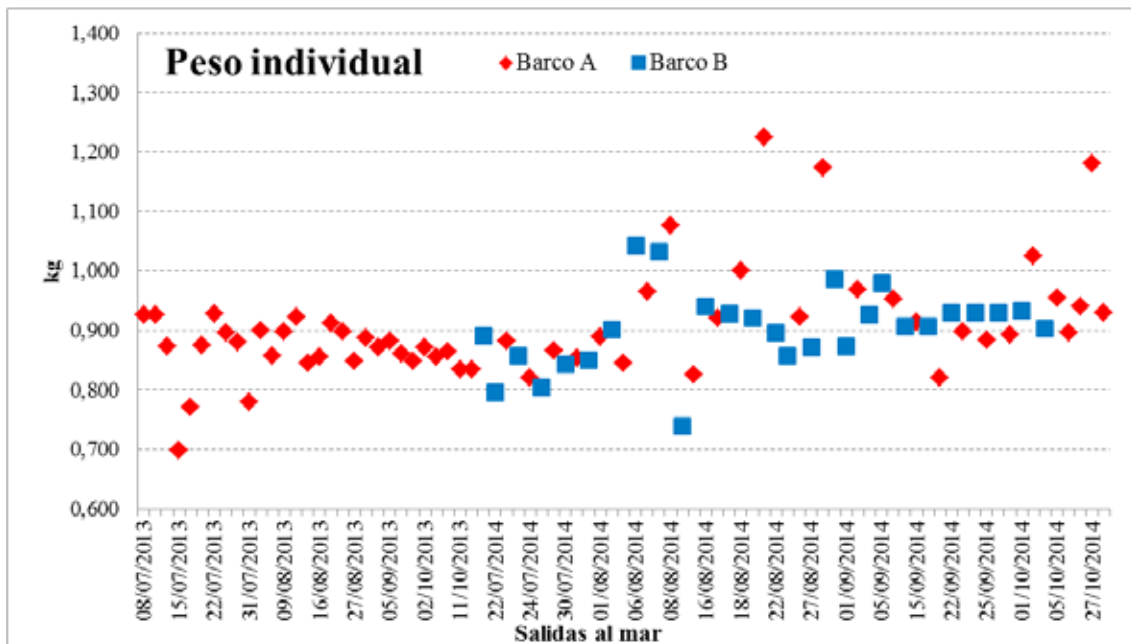


Figura 5. Captura total en kg dividido por el número total de individuos capturados cada jornada en las campañas de 2013 y 2014.

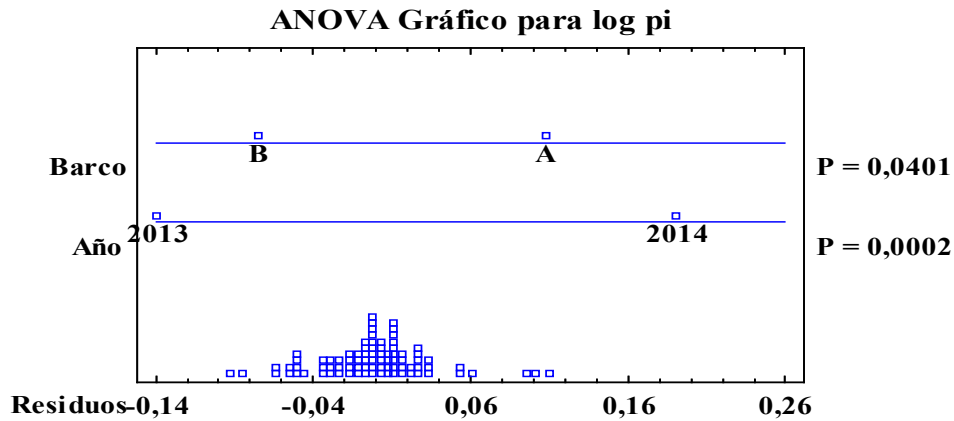


Figura 6. Resultado gráfico del ANOVA multifactorial para 83 datos, 2 embarcaciones y 2 años. pi=peso individual. En la parte superior se representan los valores medios estandarizados para cada uno de los niveles de los dos factores contemplados (factor Barco: barco A y barco B; factor Año: año 2013 y año 2014). En la parte inferior de la figura se representan los residuos estandarizados del modelo que permite evaluar la existencia de una distribución al azar.

Tabla 3. Valores promedio y desviación estándar (d.e.) de los pesos individuales (kg) de los ejemplares de buey de mar capturados por cada embarcación (A, B) y cada año (2013, 2014).

	2013		2014		2013-2014	
	promedio	d.e.	promedio	d.e.	promedio	d.e.
A	0,865	0,050	0,945	0,108	0,904	0,092
B			0,902	0,067		
A+B			0,924	0,092	0,903	0,084

Tabla 4. Valores promedio y desviación estándar (d.e.) de los pesos individuales (kg) de los ejemplares de buey de mar capturados por cada embarcación (A, B) y cada año (2013, 2014) desglosado por sexos. H=Hembra; M=Macho.

	2013		2014		2014		2014		2013-2014	
	A		A		B		A+B		A+B	
	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
Promedio	0,929	0,744	0,978	0,700	0,962	0,682	1,013	0,749	0,957	0,717
d.e.	0,235	0,234	0,223	0,235	0,223	0,228	0,218	0,249	0,229	0,247

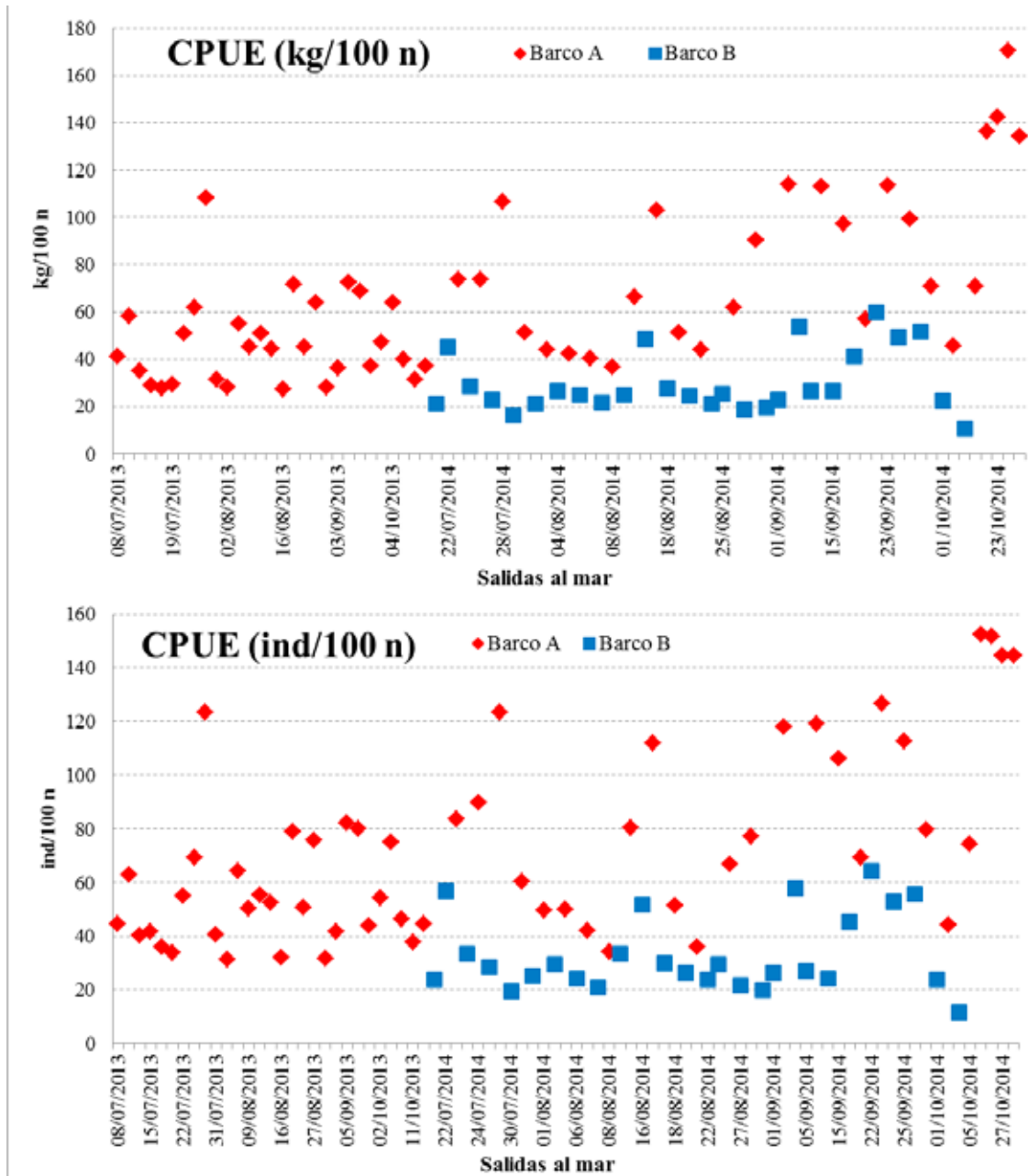


Figura 7. Capturas de buey de mar por unidad de esfuerzo (CPUE) registradas por cada una de las embarcaciones en las jornadas de pesca efectuadas en 2013 y 2014. n=nasa; ind=individuos.

Tabla 5. Valores promedio y desviación estándar (d.e.) de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE, en kg/100 nasas) obtenida por cada embarcación (A y B) y año (2013 y 2014).

	2013		2014		2013-2014	
	promedio	d.e.	promedio	d.e.	promedio	d.e.
A	47,2	18,6	83,4	36,6	64,6	33,8
B			29,7	13,0		
A+B			56,6	38,4	53,3	33,0

ANOVA Gráfico para log CPUE

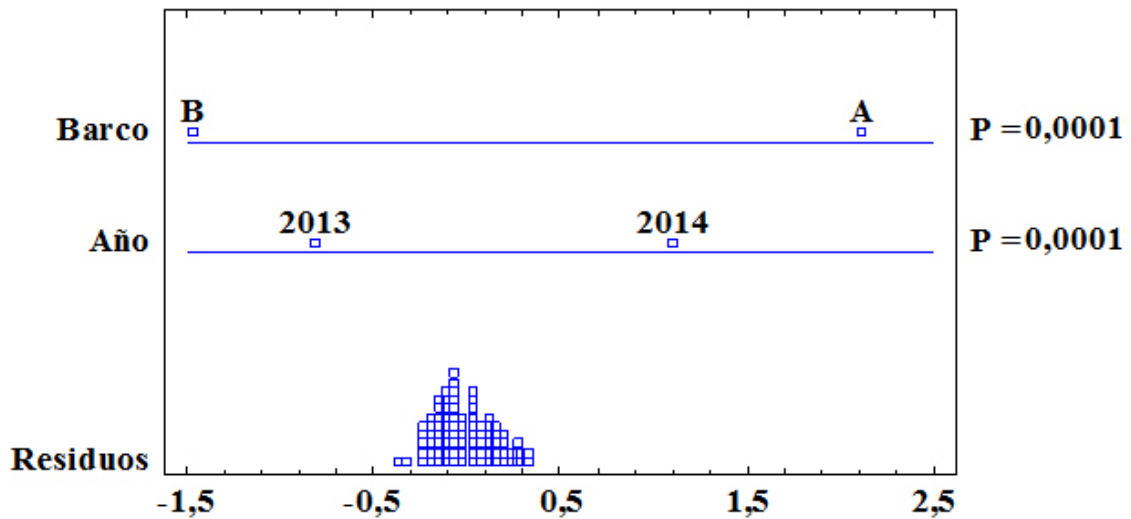


Figura 8. Resultado gráfico del ANOVA multifactorial para 83 datos, 2 embarcaciones (A y B) y 2 años (2013 y 2014). CPUE=captura por unidad de esfuerzo (kg/100 nasas). En la parte superior se representan los valores medios estandarizados para cada uno de los niveles de los dos factores contemplados (factor Barco: barco A y barco B; factor Año: año 2013 y año 2014). En la parte inferior de la figura se representan los residuos estandarizados del modelo que permite evaluar la existencia de una distribución al azar.

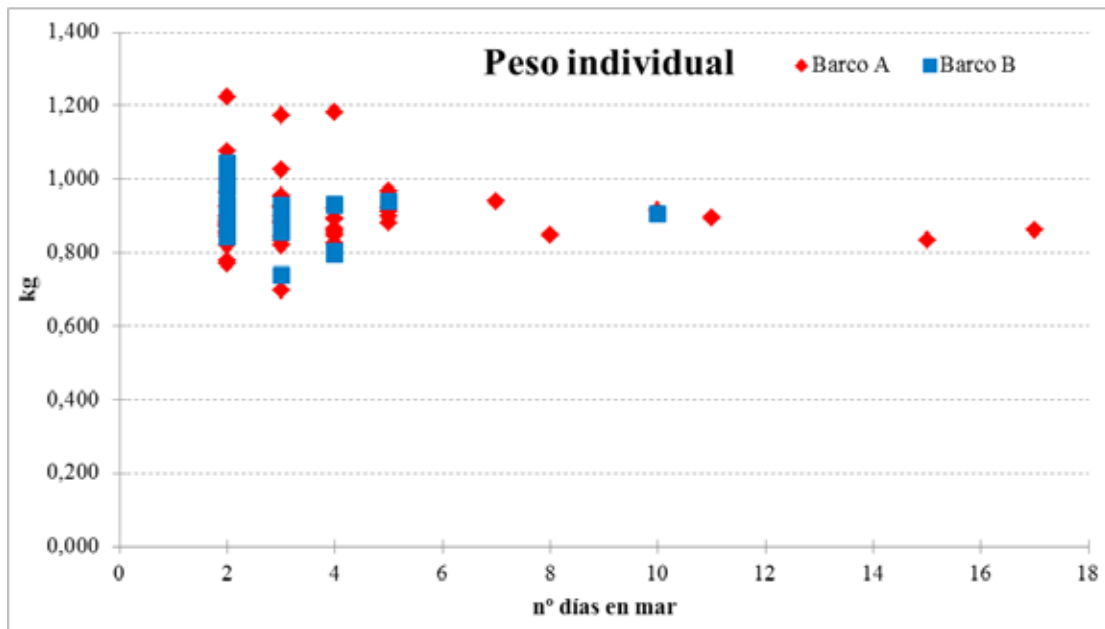


Figura 9. Promedio del peso individual de los ejemplares de buye de mar capturados según el número de días que las nasas han permanecido en el mar en las campañas de 2013 y 2014.

Talla mínima de captura

En la actualidad, la talla mínima legal de captura está establecida en una anchura de caparazón de 130 mm (*Reglamento (CE) n° 850/98 del Consejo, DOCE del 24 de abril de 1998*). De los 1.914 ejemplares medidos en 2013, solo 12 resultaron ser inferiores a la talla mínima legal, es decir, el 0,6% (Tabla 6). Además, todos ellos fueron machos. En el año

2014, de los 2.599 ejemplares medidos 13 no cumplieron la talla mínima (12 machos y 1 hembra) correspondiendo al 0,5% de la captura total (Tabla 7).

Modelo de hábitat

El modelo de hábitat idóneo del buye de mar relaciona la localización geográfica de las capturas con las características

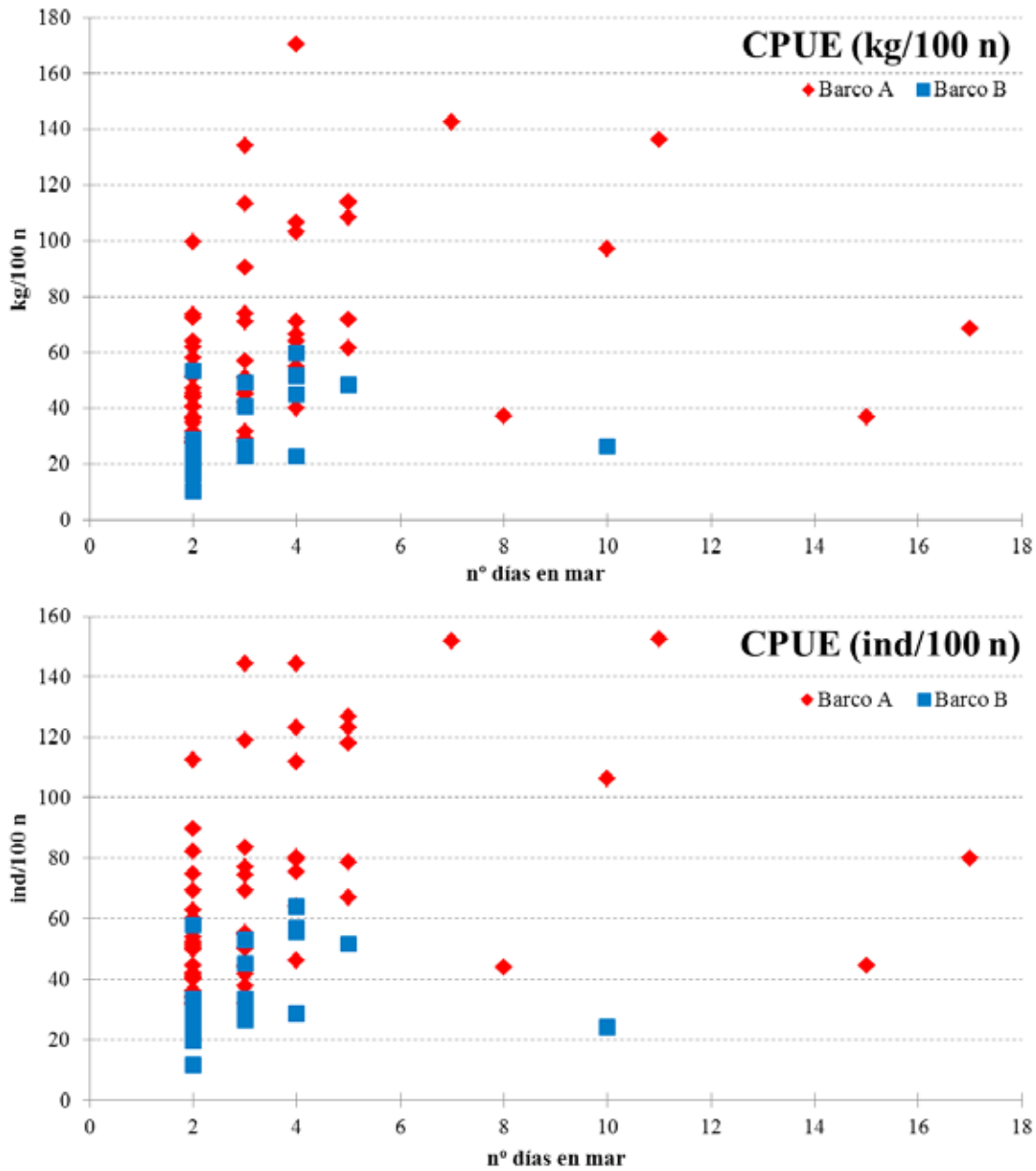


Figura 10. Capturas de buey de mar por unidad de esfuerzo (CPUE) registradas por cada una de las embarcaciones según el número de días que las nasas han permanecido en el mar en las campañas de 2013 y 2014. n=nasa

Tabla 6. Valores promedio y desviación estándar (d.e.) de la captura por unidad de esfuerzo en función del tiempo de permanencia de las nasas en el agua (CPUE, en kg/100 nasas y día) obtenida por cada embarcación y año. .

	2013		2014		2013-2014	
	promedio	d.e.	promedio	d.e.	promedio	d.e.
A	16,9	8,2	24,4	10,2	20,5	9,9
B			11,1	4,4		
A+B			17,8	10,3	17,5	9,5

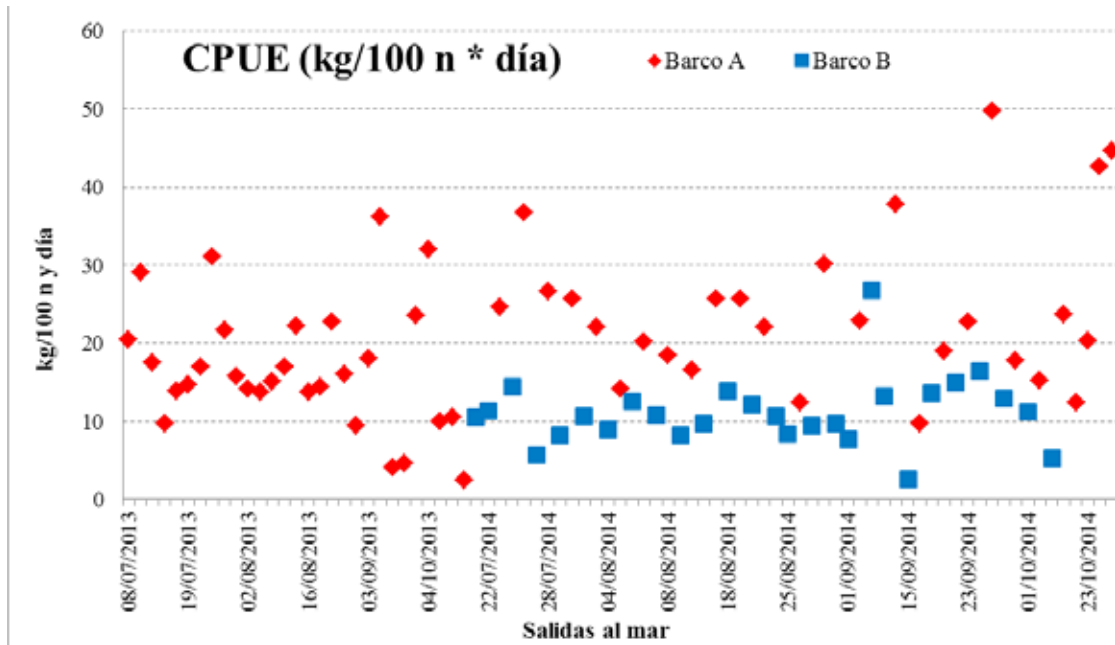


Figura 11. Capturas de buey de mar por unidad de esfuerzo (CPUE) por día registradas por cada una de las embarcaciones en las campañas de 2013 y 2014. n=nasa

Tabla 7. Ejemplares de buey de mar medidos en los muestreos a puerto realizados. Entre paréntesis, el número de ejemplares inferiores a la talla mínima.

Ejemplares medidos	2013	2014
Hembras	1.445 (0)	1.871 (1)
Machos	469 (12)	728 (12)
Total	1.914 (12)	2.599 (13)

ambientales en dichas ubicaciones. Como características ambientales, se consideran los factores que pueden condicionar o caracterizar el hábitat idóneo de la especie de estudio. Más concretamente, para las especies bentónicas (o aquellas cuyo hábitat se localiza en el fondo marino o muy próximo a él), suele considerarse que la profundidad y características del fondo, como el tipo de fondo y su composición, son los factores más relevantes a la hora de determinar el hábitat idóneo de estas especies.

En este estudio, la distribución del hábitat del buey de mar, se ha calculado a partir de la ubicación de las capturas como factor de presencia de la especie y se ha empleado únicamente la distribución de la profundidad como factor ambiental determinante y, por tanto, como factor predictivo de la potencial distribución de la especie en la zona de estudio. Idealmente, y con el objeto de producir modelos más fiables, se deberían incluir otros factores ambientales, tales como información relativa a las características del fondo y variables oceanográficas que condicionen la presencia y la distribución espacial del buey de mar. Desafortunadamente en la actualidad no se dispone de dicha información. En cualquier caso, se ha desarrollado un primer modelo del hábitat idóneo del buey de mar y, a partir de éste, se ha elaborado un primer mapa de la

distribución del hábitat preferente del buey de mar a partir del análisis de las características del caladero.

El algoritmo empleado para desarrollar el modelo de hábitat, genera una función gráfica que representa la razón o ratio de verdaderos positivos (VPR = Razón de Verdaderos Positivos); en este caso, puntos donde el buey de mar está presente; frente a la razón o ratio de falsos positivos (FPR = Razón de Falsos Positivos) (calculados por puntos al azar). A partir de esta función gráfica se calcula el valor AUC (*Area Under the Curve*), que en este caso, resultó ser un valor de 0,968. Teóricamente, esta área posee un valor comprendido entre 0,5 y 1, donde 1 representa un valor diagnóstico perfecto y 0,5 es una prueba sin capacidad discriminatoria diagnóstica. Es decir, si AUC para una prueba diagnóstica es 0,968 significa que existe un 97% de probabilidad de que la zona asignada como idónea para la presencia del buey de mar sea correcta frente a una zona seleccionada al azar. Así pues, el modelo resultante es de gran fiabilidad (área bajo la curva=0,968) (Anexo 4). El mapa resultante muestra la distribución espacial de las zonas óptimas de presencia del buey de mar. Se observa que frente a la costa vasca, existe una amplia zona que reúne las mismas características que la zona en la que actualmente se captura la especie y que por tanto, la presencia del buey de mar es posible

en una amplia zona de la plataforma continental frente a la costa vasca (Figura 12). En cualquier caso, debe insistirse, una vez más, que el modelo se ha desarrollado con la batimetría como único predictor del hábitat preferente del buey de mar al no disponer información de otras variables ambientales.

Discusión

Caracterización de la captura

A pesar de que utilizan el mismo arte (nasas) y faenan en la misma zona, en el año 2014, la embarcación A ha tenido una mejor captura que la embarcación B y, por otro lado, considerando solamente la embarcación A, el año 2014 ha sido mejor que el año 2013, tanto en kg/andana como en individuos/andana (Tabla 2).

En cuanto al promedio de los pesos individuales de las capturas (Tabla 3) se obtienen resultados similares: en el año 2014 la embarcación A ha capturado ejemplares de mayor peso que la embarcación B; y la embarcación A ha capturado mayores ejemplares en el año 2014 que en 2013. Además, la diferenciación sexual también se ve reflejada en los pesos de los ejemplares capturados: las hembras capturadas presentan en todos los casos un peso medio individual mayor que los ejemplares macho (Tabla 4).

Los bueyes de mar capturados en el País Vasco pueden considerarse entre los más pesados de los mares europeos, ya que presentan una relación peso/talla de las más elevadas, como se puede observar en la Tabla 8. En las referencias consultadas, las hembras de mayor peso corresponden a las

encontradas en el País Vasco, mientras que los machos más pesados corresponden a los capturados en Noruega, seguidos de los del País Vasco.

Los valores bajos de Irlanda probablemente son debidos a la mala calidad de los ejemplares recogidos, ya que proceden de unas muestras destinadas a su uso como cebo vivo, es decir, recién mudados (Fahy et al., 2004). Los resultados de CPUE (kg/100 nasas, Tabla 5) respaldan los resultados obtenidos con las capturas totales: en el año 2014 la embarcación A ha obtenido un promedio de CPUE claramente superior al obtenido por la embarcación B; y el año 2014 ha sido más productivo que el año 2013 según la información recabada en la embarcación A.

Por otro lado, analizando las capturas según la duración (número de días) de las nasas en el fondo del mar, se obtiene la siguiente información: (1) los pesos medios de los ejemplares capturados por cada una de las embarcaciones no presentan muchas diferencias (Figura 9); (2) en ninguna de las embarcaciones se ve alguna tendencia en cuanto a diferencias de CPUE en función del número de días en el mar (Figura 10); y (3) la embarcación A ha obtenido mejores CPUE que la embarcación B en todos los tramos de duración (Figura 10).

De esta manera, si se incorpora la variable tiempo en la CPUE (Tabla 6 y Figura 11) se obtienen los mismo resultados cualitativos que los comentados hasta el momento: en el año 2014 la embarcación A presenta unos registros superiores a los alcanzados por la embarcación B; y el año 2014 ha sido más productivo que el año 2013 según los datos de la embarcación A.

Sin embargo, debe tenerse en cuenta en todo momento la dificultad del cálculo de la CPUE debido a la falta de información detallada de la flota en sus diferentes campañas. Además, la consideración, como en este caso, de un reducido

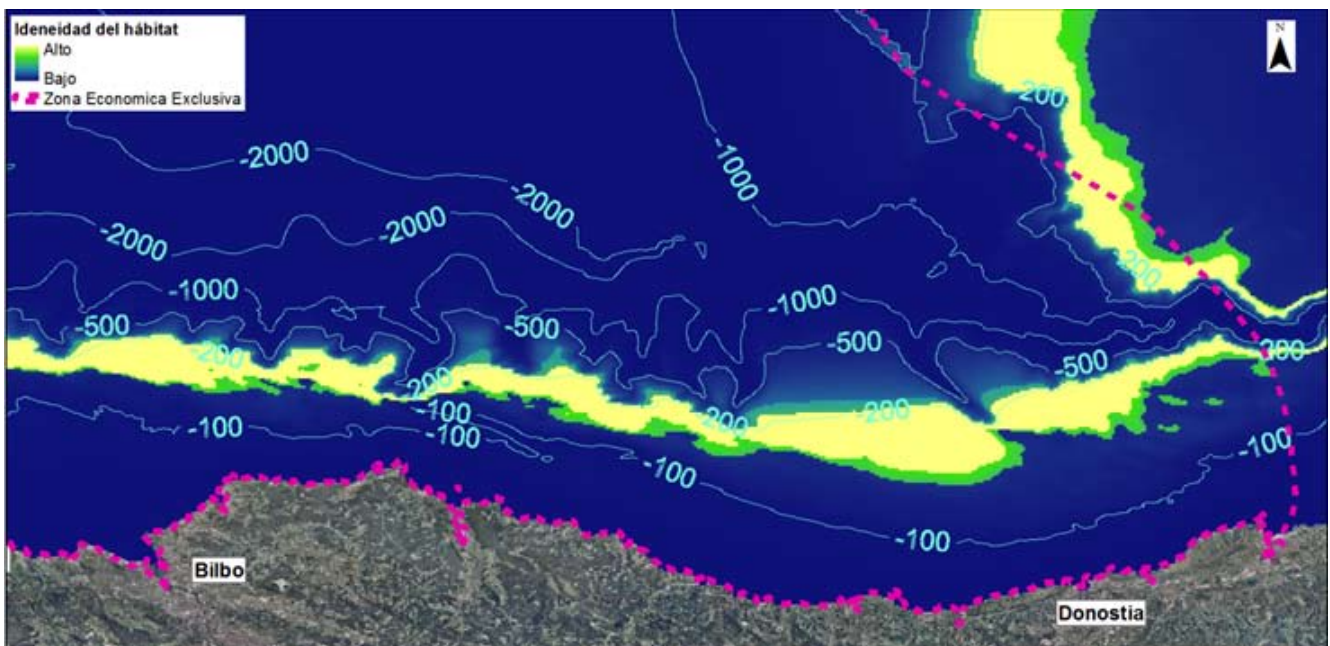


Figura 12. Mapa de distribución del hábitat idóneo del buey de mar elaborado a partir de los datos de captura.

Tabla 8. Peso individual (kg) correspondiente a cada anchura de caparazón (AC) estimado mediante la aplicación de las relaciones de regresión obtenidas para cada lugar. M=macho, H=hembra.

Región	Organismos representados	AC=13 cm	AC=17 cm	AC=20 cm	Fuente
País Vasco	M	0,283	0,648	1,072	Presente trabajo
	H	0,525	1,118	1,767	
Noruega	M=13 cm	0,416	0,906	1,452	Woll <i>et al.</i> (2006)
	H=13 cm	0,145	0,363	0,631	
	M+H<13 cm	0,293	0,677	1,124	
Kattegat	M	0,184	0,444	0,755	Ungfors (2008)
	H	0,356	0,781	1,257	
Skagerrak	M	0,200	0,477	0,807	Ungfors (2008)
	H	0,438	0,944	1,503	
Irlanda	M+H	0,278	0,439	0,579	Fahy <i>et al.</i> (2004)

número de embarcaciones hace más evidente, si cabe, las diferencias entre sus capturas. Los resultados ofrecidos en el presente trabajo abarcan dos años para una misma embarcación, y un mismo año para dos embarcaciones, habiéndose obtenido en cada caso unos registros claramente diferentes. Una posible explicación de las diferencias entre embarcaciones es el tipo de nasa que emplean, que es diferente (véase la Figura 20). Por tanto, las conclusiones que se puedan derivar de estos datos son muy preliminares: se necesita una serie temporal mayor y la implicación de un mayor número de embarcaciones para emitir conclusiones más definitivas o suficientemente fundamentadas.

En el presente trabajo, entre el 0,6% y el 0,5% de las capturas en 2013 y 2014 respectivamente resultaron ser inferiores a la talla mínima legal de 130 mm de AC establecida para el ámbito del País Vasco (página web de la Dirección de Pesca del Gobierno Vasco: http://www.nasdap.ejgv.euskadi.eus/r50-3812/es/contenidos/informacion/vedas_tallas/es_8778/crustaceos_tallas.html). Además, según comunicación de los mariscadores, apenas suelen realizar descartes en el mar (0-2 ejemplares por andana), siendo el motivo principal su poco peso (según ellos, están “vacíos”). Realmente son registros muy bajos lo cual puede ser indicativo de la idoneidad del caladero y de la metodología empleada. En Gran Bretaña e Irlanda, generalmente entre el 60 y 80% de los buyes de mar capturados en las nasas son devueltos al mar (menores porcentajes en las pesquerías del Mar del Norte y Canal de la Mancha) porque son inferiores a la talla mínima, o porque no cumplen las condiciones de calidad requeridos por el mercado (blandos, enfermos, dañados, mutilados) (Nautilus Consultants, 2009).

Modelización del hábitat

La gestión de los recursos naturales ha dado lugar a un creciente uso de herramientas de modelización de la distribución del hábitat de diferentes especies, entre las que se encuentran aquellas de interés comercial. Este tipo de análisis,

permite obtener una mejor comprensión de las necesidades o requerimientos de la especie estudiada en relación con el nicho ecológico en el cual vive; así como a la hora de predecir su potencial distribución espacial a gran escala. Esta metodología ha sido aplicada, entre otros, al bogavante (*Homarus gammarus*) en el País Vasco (Galparsoro *et al.*, 2009), a la langosta (*Panulirus argus*) (Bello *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2007), a las gorgonias de aguas profundas (Bryan y Metaxas, 2007), a comunidades del macrobentos (Degraer *et al.*, 2008), en mapas predictivos de la riqueza de especies de peces (Pittman *et al.*, 2007), y a la almeja fina y japonesa (Bidegain, 2013).

La aplicación de dichos métodos a especies marinas en estrecha relación con el medio bentónico, como es el caso del buye de mar, exige una información de calidad sobre las características del fondo marino, tales como la distribución de profundidades (modelo digital de elevaciones de alta resolución), aspectos morfológicos del fondo marino (pendiente, rugosidad, orientación), distribución espacial de las características físicas del fondo (distribución de los diferentes tipos de sustrato, características sedimentológicas); así como características oceanográficas (régimen de corrientes, temperatura, etc.).

El desarrollo del modelo del hábitat preferencial del buye de mar del presente estudio, basado únicamente en la distribución de profundidades, ha permitido elaborar un mapa que representa la distribución espacial en la que potencialmente esta especie puede estar presente, o que al menos, reúne las condiciones para que lo esté. Sin embargo, el esfuerzo de pesca se concentra en una extensión muy limitada dentro del área potencial (no debe olvidarse de que solo se dispone de información detallada de una pequeña parte (2 embarcaciones) de la flota que pesca buye de mar). Este patrón de la actividad pesquera se debe, entre otros factores, a la costumbre de los pescadores de acudir a las zonas conocidas y tradicionales de pesca. De este modo, evitan posibles problemas de pérdida o rotura de las nasas en fondos rocosos o evitan la competencia con otros usos o con otras artes de pesca como el arrastre. Además, puede indicar que el volumen de captura es satisfactorio y no ven la necesidad de buscar nuevos caladeros. Este último aspecto es de especial

relevancia para la gestión del recurso y el análisis del posible aumento de la explotación de este recurso.

En cualquier caso, a la hora de proponer nuevas medidas de gestión, sería necesario un estudio más detallado sobre la distribución espacial del buey de mar y no restringida al estudio de las zonas en las que actualmente se ejerce la pesca. No obstante, reconociendo la dificultad que entrañaría abordar la caracterización completa de las zonas potenciales de toda la costa vasca, sería un buen punto de partida realizar dicha caracterización en las zonas actuales de pesca, incluyendo las zonas explotadas por nasas (parcialmente consideradas en el presente estudio) y por redes. Por tanto, el primer paso debería ser conocer exactamente la ubicación de las zonas de extracción de buey de mar, lo cual puede llevarse a cabo mediante la cumplimentación de diarios de pesca.

Gestión de la actividad pesquera

Para llevar a cabo la adecuada gestión de un recurso, la disponibilidad de información es fundamental. En el caso del País Vasco, no se dispone de información detallada de la pesquería del buey de mar. Es cierto que se conoce la cantidad de captura (kg) desembarcada en cada uno de los puntos de venta o puertos vascos (base de datos de AZTI, procedente de primera venta en cofradías), pero dicha información, aunque valiosa, no permite realizar un análisis exhaustivo de la pesca obtenida, ya que no es lo suficientemente detallada: no se conoce exactamente la zona de pesca y número de ejemplares capturados. Con el presente estudio, mediante la realización de visitas a puerto para la toma de medidas individuales y la cumplimentación de diarios de pesca, se ha podido recabar información detallada, pero por el momento es muy limitada porque solo se refiere a dos años y a dos embarcaciones que utilizan nasas.

En 2013-2015 han sido cuatro las embarcaciones que han realizado descargas de buey de mar en los puertos vascos habiendo utilizado nasas (base de datos de AZTI): 2 en Hondarribia y 2 en Bermeo. En este sentido, sería interesante poder recabar una información más detallada sobre la población o zona explotada por estas embarcaciones de Bermeo. Con ello, se dispondría de información completa de toda la flota vasca dedicada al buey de mar con nasa.

Sin embargo, otras embarcaciones también capturan buey de mar en aguas del Cantábrico utilizando distintas modalidades de red (base de datos de AZTI): en el periodo 2013-2015, ocho embarcaciones con base en puertos vascos (5 en Bermeo, 2 en Pasaia y 1 en Hondarribia). En este caso no se dispone de información detallada, por lo que la caracterización de las capturas procedentes de la flota que faena con redes resulta difícil o, incluso, imposible. Un primer paso para intentar solventar esta ausencia de información podría ser el reparto de diarios de pesca y su cumplimiento por parte de estas embarcaciones.

La importancia de una información detallada para la gestión de las pesquerías ya fue reconocida años atrás en algunos países europeos. Por ejemplo, en Noruega, debido a la ausencia de

datos de abundancia y de los parámetros del stock biológico, fue imposible aconsejar a la industria y a los gestores sobre cómo desarrollar la pesquería del buey de mar más allá de los niveles de captura del momento (Woll *et al.*, 2006). Sin embargo, una fuerte demanda de la industria noruega propició el inicio de un programa, basado en el registro de los pescadores de una flota de referencia (Starr y Vignaux, 1997). Según Woll *et al.* (2006), la estima de la CPUE de cada desembarque es menos costosa que el diseño de una campaña de muestreo expresamente para ello. Así, un sistema de diarios basado en una flota de referencia y la recogida de datos de CPUE parece ser el mejor modo para realizar un seguimiento de las pesquerías del buey de mar en Noruega (Woll *et al.*, 2006).

Desde 1994, cuando Suecia se convirtió en un miembro de la UE, los pescadores suecos con licencia deben rellenar obligatoriamente cuadernos de pesca. El cuaderno de pesca diario es más detallado y útil para la evaluación ya que se aporta el número de aparejos y horas de esfuerzo, así como el desembarque por día. La calidad de los datos en los cuadernos de bitácora ha mejorado con los años, pero todavía se podría indicar el número de nasas de una forma más precisa (Ungfors, 2008).

La recopilación de datos de la pesquería es muy importante para mejorar la evaluación de stock. Los cuadernos o diarios de pesca pueden utilizarse para evaluar los stocks mediante, por ejemplo, modelos de biomasa excedente o análisis de las tendencias en CPUE. Para ello, se necesita una serie temporal de datos de aproximadamente 10-20 años y los datos de entrada deben reflejar la abundancia absoluta. No obstante, cuanto mayor sea la información disponible (i.e. datos de migración de adultos, dispersión de larvas, genética poblacional, fecundidad, periodo de desarrollo, capturabilidad, mortalidad natural, cantidad de capturas y desembarques, esfuerzo de explotación, días faenados, etc.), el modelo desarrollado se ajustará mejor a la realidad y será más fiable; y por tanto, se podrá obtener un mejor conocimiento sobre el stock (extensión de la población y estado del recurso) (Ungfors, 2008). Una escasa información para la evaluación del stock conlleva una gestión reactiva; es decir, reacción de las autoridades cuando la CPUE está decreciendo o la pesquería deja de ser atractiva para los pescadores debido a los bajos desembarques; mientras que una evaluación más completa proporciona los medios para una gestión óptima (Smith y Addison 2003) y proactiva.

Por tanto, de cara a realizar un adecuado seguimiento de explotación de este recurso, sería muy aconsejable involucrar a toda la flota (tanto a los que usan nasas como a los que usan redes) repartiendo diarios de pesca en el que se anoten las capturas realizadas en todos los lances. Esto permitiría conocer la posición geográfica de los caladeros, el estado de la explotación del recurso y la evolución de la CPUE. Esta información se podría completar con la toma de medidas individuales (sexo, peso y tamaño) de los ejemplares capturados mediante visitas mensuales a los puertos más relevantes: pueden considerarse como flotas de referencia a la de Hondarribia para nasas, y la de Bermeo para redes.

Conclusiones

Una exhaustiva revisión bibliográfica, la obtención de datos *in situ* de la actividad pesquera y la aplicación de métodos de modelización del hábitat han permitido desarrollar una primera aproximación a la caracterización de la pesquería del buey de mar en el País Vasco. A partir de los principales resultados obtenidos, se concluye que:

Las relaciones alométricas de los bueyes de mar capturados en el País Vasco son diferentes en machos y hembras: $LC=(0,6543 \times AC)-5,617$ para machos y $LC=(0,6975 \times AC)-13,483$ para hembras (donde LC es longitud de caparazón y AC anchura de caparazón, en mm); $\log P=(3,093 \times \log AC)-3,994$ para machos y $\log P=(2,818 \times \log AC)-3,419$ para hembras (donde P es peso fresco individual, en g).

El promedio del peso individual de los ejemplares capturados fue de 0,903 g (d.e. 0,084 g).

El promedio de la CPUE fue de 53,3 kg/100 n (d.e. 33,0 kg/100 n).

La CPUE sí se ve afectada por el número de días que las nasas permanezcan en el mar, mientras que el peso individual de la captura no.

En el 99% de los casos los individuos capturados y medidos en puerto cumplieron con la talla mínima legal. Esto indica que los pescadores respetan la talla mínima de captura establecida.

La CPUE ha sido estable en el periodo de estudio.

Con el presente estudio solamente se ha podido caracterizar parcialmente el recurso explotado por la flota que trabaja con nasa y en un caladero muy concreto. Para obtener una imagen completa de la situación de esta explotación, se necesita generar y recabar la información correspondiente a la flota que pesca buey de mar con red.

La modelización de los hábitats preferenciales del buey de mar ha permitido identificar que existen otras zonas del litoral vasco que reúnen las mismas características que el caladero objeto del presente trabajo y que, en consecuencia, podrían presentar potencialidad para el desarrollo de la pesquería de esta especie. En cualquier caso, esta afirmación debe tomarse con mucha cautela ya que no se han considerado otros aspectos del lecho marino que pudieran ser relevantes a la hora de determinar el hábitat del buey de mar, por no disponer de información detallada. Por tanto, se necesita una mejor caracterización de dichas zonas.

Para llevar a cabo la adecuada gestión del recurso del buey de mar es vital disponer de una buena caracterización de la actividad pesquera dirigida a esta especie. Para ello, se recomienda identificar la flota de referencia (ampliando el estudio realizado a las embarcaciones que capturan buey de mar mediante redes en otros caladeros distintos a los del presente trabajo) e implantar un sistema de seguimiento basado en la cumplimentación obligatoria de diarios de pesca, junto con la toma de medidas individuales (sexo, peso y tamaño) de los ejemplares capturados mediante visitas mensuales a los puertos más relevantes. Esto permitiría conocer la posición geográfica de los caladeros del litoral del País Vasco, el estado

de la explotación del recurso y la evolución de la CPUE mejorando la información necesaria para la caracterización de la pesquería y la distribución de los hábitats del buey de mar descritos en el presente trabajo.

Es muy interesante realizar nuevos estudios dirigidos a generar información científica que contribuya a una adecuada gestión del buey de mar: por ejemplo, realización de pescas experimentales en zonas donde en la actualidad no se efectúa esta pesquería, de cara a tratar de llevar a cabo una evaluación del stock; y un estudio de marcaje para conocer sus tasas de migración.

Agradecimientos

La información del presente artículo procede del trabajo “Estudios necesarios para la revisión del cuadro general de vedas y tallas mínimas del crustáceo decápodo *Cancer pagurus*” financiado por la Dirección de Pesca y Acuicultura de la Viceconsejería de Agricultura, Pesca y Política Alimentaria del Gobierno Vasco. Queremos agradecer a los muestreadores participantes en la recogida de información en puerto: Jon Berregi, Marivi Lucero, “Luxía” (Luis A. Martín), Iñaki Rico y Ekaitz Erauskin. También agradecemos a las tripulaciones de las embarcaciones, sin cuya ayuda no habría sido posible este estudio; y a los revisores Lorenzo Motos y un anónimo que, con sus sugerencias, han mejorado sustancialmente este trabajo. Esta es la contribución nº 739 de la Unidad de Investigación Marina de AZTI.

Referencias bibliográficas

- Bald, J., J.G. Rodríguez, L. Arregi, I. Galparsoro y Á. Borja, 2008. La pesca artesanal de los crustáceos decápodos mediante artes menores en el País Vasco. *Inf. Tec. Gob. Vas.*, 111: 148 pp.
- Bannister, R.C., 2009. *On the Management of Brown Crab Fisheries*, Shellfish Association of Great Britain, Report, 56 pp.
- Bello, P.J., L.V. Rios, C. M.A. Liceaga, M.C. Zetina, C.K. Cervera, B.P. Arceo y N.H. Hernández, 2005. Incorporating spatial analysis of habitat into spiny lobster (*Panulirus argus*) stock assessment at Alacranes reef, Yucatan, Mexico. *Fish. Res.*, 73(1-2): 37-47.
- Bennett, D. y C. Brown, 1983. Crab (*Cancer pagurus*) migrations in the English Channel. *J. Mar. Biol. Ass. UK.*, 63: 371-398.
- Bidegain, G., 2013. *Dinámica ecológica de una especie de almeja nativa y una introducida: Implicaciones para la conservación y la gestión del marisqueo*. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria. 306 pp.
- Bohonak, A., 1999. Dispersal, gene flow, and population structure. *Q. Rev. Biol.*, 74: 21-45.
- Borja, Á., 1987. La población de nécora *Liocarcinus puber* en la costa vasca. *Inf. Tec. Gob. Vas.*, 10: 76 pp.
- Brown, C.G. y D.B. Bennett, 1980. Population and catch structure of the edible crab (*Cancer pagurus*) in the English Channel. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 39: 88-100.
- Bryan, T.L. y A. Metaxas, 2007. Predicting suitable habitat for deep-water gorgonian corals on the Atlantic and Pacific Continental Margins of North America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 330: 113-126.
- Chamiaux-Cotton, H. y G. Payen, 1988. *Crustacean reproduction*. In: *Endocrinology of Selected Invertebrate Types*, pp. 279-303. Alan R Liss, New York, USA.

- Chatterton, T. y B. Williams, 1994. Activity Patterns of the New-Zealand Cancrid Crab *Cancer novaezelandiae* (Jacquinot) in the Field and Laboratory. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 178: 261-274.
- Dahlgard, H., 1995. Radioactive tracers as a tool in coastal oceanography: An overview of the MAST-52 project. *J. Mar. Syst.*, 6: 381-389.
- Dannevig, G. y K.R. Gundersen, 1982. *Taskrabben*. – Pp. 230-234. In: Frislid, R. & A. Semb-Johansson (Eds.). Norges Dyr 4. Virvellose dyr. J.W. Cappelens forlag A.S, Oslo.
- Deegrae, S., E. Verfaillie, W. Willems, E. Adriaens, M. Vincx y V. Van Lancker, 2008. Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: an example from the Belgian part of the North Sea. *Cont. Shelf Res.*, 28 (3): 369-379.
- Diamond, N. y D. Hankin, 1985. Movements of adult female Dungeness Crabs (*Cancer magister*) in Northern California based on tag recoveries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 919-926.
- Eaton, D., 2005. *Cancer pagurus* larvae in the English Channel and eastern Celtic Sea; distributions, timing and possible implications for stock structure. ICES SCRAB Report 2005. Report of the study group on the biology and life history of crabs. 9-11 May 2005, Galway, Ireland.
- Edwards, E., 1966. Mating behaviour in the European Edible Crab (*Cancer pagurus* L.). *Crustaceana*, 10: 23-30.
- Edwards, E., 1979. *The Edible Crab and its fishery in British Waters*. Fishing News Book Ltd, Farnham Surrey, England.
- Edwards, B.D., P. Dartnell y H. Chezar. 2003. Characterizing benthic substrates of Santa Monica Bay with seafloor photography and multibeam sonar imagery. *Mar. Environ. Res.*, 56 (1-2): 47-66.
- Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y.E. Chee y C.J. Yates, 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Distrib.*, 17: 43-57.
- Fahy, E., J. Carroll y D. Stokes, 2002. The inshore pot fishery for brown crab (*Cancer pagurus*) landing into south east Ireland: estimate of yield and assessment of status. *Irish Fish. Invest.*, 11, 26 pp.
- Fahy, E., J. Hickey, N. Perella, A. Hervas, J. Carroll y C. Andray, 2004. Bionomics of brown crab *Cancer pagurus* in the south east Ireland inshore fishery. *Irish Fish. Invest.*, 12: 30 pp.
- Falster, D., I. Wright y D. Warton, 2006. SMATR: Standardised Major Axis Tests & Routines, v2.0.
- FAO, 1995. *The state of world fisheries and aquaculture*. Rome, Italy.
- Freire, J., C. Bernárdez, A. Corgos, L. Fernández, E. González-Gurriarán, M.P. Sampedro y P. Verísimo, 2002. Management strategies for sustainable invertebrate fisheries in coastal ecosystems of Galicia (NW Spain). *Aquat. Ecol.*, 36: 41-50.
- Galparsoro, I., Á. Borja, J. Bald, P. Liria y G. Chust, 2009. Predicting suitable habitat for the European lobster (*Homarus gammarus*), on the Basque continental shelf (Bay of Biscay), using Ecological-Niche Factor Analysis. *Ecol. Model.*, 220: 556-567.
- Galparsoro, I., Á. Borja, I. Legorburu, C. Hernández, G. Chust, P. Liria y A. Uriarte, 2010. Morphological characteristics of the Basque continental shelf (Bay of Biscay, northern Spain); their implications for Integrated Coastal Zone Management. *Geomorphology*, 118: 314-329.
- Galparsoro, I., J.G. Rodríguez, I. Menchaca, I. Quincoces, J.M. Garmendia y Á. Borja, 2015. Benthic habitat mapping on the Basque continental shelf (SE Bay of Biscay) and its application to the European Marine Strategy Framework Directive. *J. Sea Res.*, 100: 70-76.
- Garmendia, J.M., I. Galparsoro y J. Bald, 2014. *Estudios necesarios para la revisión del cuadro general de vedas y tallas mínimas del crustáceo decápodo Cancer pagurus*. Informe de AZTI para la Dirección de Pesca y Acuicultura, Viceconsejería de Desarrollo Agrario y Pesquero, Dpto. Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, Eusko Jaurlaritza - Gobierno Vasco. 69 pp.
- Guegueniat, P., P. Bailly du Bois, J. Salomon, M. Masson y L. Cabioch, 1995. FLUXMANCHE radiotracers measurements; A contribution to dynamics of the English Channel and North Sea. *J. Mar. Syst.*, 6: 483-494.
- Guisan, A. y N. Zimmermann, 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.*, 135(2-3): 147-186.
- Gundersen, K.R., 1977. *Migrations of Crabs (Cancer pagurus L.) in Norwegian Waters*. ICES Paper. CM 1977/ K 39.
- Hallbäck, H., 1972. Ekologiska och etologiska studier av krabbtaskan (*Cancer pagurus*) på svenska västkusten. *Fauna och Flora*, 67: 65-66.
- Hallbäck, H., 1993. 'Hela havet är fullt av krabbor...'. *Yrkesfiskaren* (Göteborg), 17(10): 8-10.
- Hankin, D.G., N. Diamond, M.S. Mohr y J. Ianelli, 1989. Growth and reproductive dynamics of adult female Dungeness crabs (*Cancer magister*) in northern California. *Journal du Conseil International l'Exploration de la Mer*, 46: 94-108.
- Hellberg, M., R. Burton, J. Neigel y S. Palumbi, 2002. Genetic assessment of connectivity among marine populations. *Bull. Mar. Sci.*, 70: 273-290.
- Hewitt, D.A., D.M. Lambert, J.M. Hoenig, R.N. Lipcius, D.B. Bunnell y T.J. Miller, 2007. Direct and indirect estimates of natural mortality for Chesapeake bay blue crab. *T. Am. Fish. Soc.*, 136: 1030-1040.
- Hilborn, R. y C. Walters, 1992. *Quantitative Fisheries Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman & Hall, New York.
- Hirzel, A. y A. Guisan, 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecol. Model.*, 157(2-3): 331-341.
- Howard A. 1982. The distribution and behaviour of ovigerous edible crabs (*Cancer pagurus*), and subsequent sampling bias. *Journal du Conseil International l'Exploration de la Mer*, 40: 259-261.
- Hunter, E., 1999. Biology of the European spiny lobster, *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) (Decapoda, Palinuridea). *Crustaceana*, 72: 545-565.
- ICES, 2003. *Report of the Study group on the Biology and Life History of Crabs*. Tromsø, Norway 2-4th of June. ICES CM 2003/G:11. 53 pp.
- ICES, 2004. *Report of the Study group on the Biology and Life History of Crabs*. ICES CM 2004/G:13. 15 pp.
- Ingle, R., 1981. The larval and post-larval development of the Edible crab, *Cancer pagurus* Linnaeus (Decapoda: Brachyura). *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Zool)*, 40: 211-236.
- Jennings, S., 2001. Patterns and prediction of populations in marine reserves. *Rev. Fish. Biol. Fish.*, 10: 209-231.
- Karlsson, K. y M.E. Christiansen, 1996. Occurrence and population composition of the edible Crab (*Cancer pagurus*) on the rocky shores of an islet on the south coast of Norway. *Sarsia*, 81: 307-314.
- Kostylev, V.E., R.C. Courtney, G. Robert y B.J. Todd, 2003. Stock evaluation of giant scallop (*Placopecten magellanicus*) using high-resolution acoustics for seabed mapping. *Fish. Res.*, 60(2-3): 479-492.
- Latrouite, D. y D. Le Foll, 1989. Données sur les migrations des crabes tourteau *Cancer pagurus* et les araignées de mer *Maja squinado*. *Océanis*, 15: 133-142.
- Lawler, A. y T.J. Addison, 2005. *Preliminary re-analysis of size at sexual maturity data for the brown crab (Cancer pagurus) in the England and Wales fishery*. ICES SCRAB Report 2005. Report of the study group on the biology and life history of crabs. 9-11 May 2005, Galway, Ireland.
- Le Foll, A., 1986. Contribution à l'étude de la biologie du crabe-tourteau *Cancer pagurus* sur les côtes de Bretagne sud. *Revue des travaux Institut des pêches maritimes*, 48: 5-22.
- Lebour, M.V., 1927. *Life History of the Edible Crab*. August, 20: 32-33.
- Lindley, J.A., 1987. Continuous plankton records: the geographical distribution and seasonal cycles of decapod crustacean larvae and pelagic post-larvae in the north-eastern Atlantic Ocean and the North Sea, 1981-1983. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 67: 145-167.
- Mc Goodwin, J.R., 1990. *Crisis in the world's fisheries: people, problems, and policies*. Stanford University Press. Stanford. 235 pp.
- Murillas, A., E. Mugerza, L. Arregi, N. Alzorriz e I. Artetxe. 2012. *PRESPO. Desarrollo Sostenible de las Pesquerías Artesanales del Arco Atlántico*. Elaborado por AZTI-Tecnalia para Eusko Jaurlaritza - Gobierno Vasco, Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, Viceconsejería de Pesca e Industrias Alimentarias. 108 pp.

- Nautilus Consultants, 2009. *Final Report: Future Management of Brown Crab in UK and Ireland*. Seafish Report No. SR633, 96 pp.
- Nichols, J., B. Thompson y M. Cryer, 1982. Production, draft and mortality of the planktonic larvae of the Edible crab (*Cancer pagurus*) off the north-east coast of England. *Neth. J. Sea Res.*, 16: 173-184.
- Orensanz, J. y V. Gallucci, 1988. Comparative study of postlarval life-history schedules in four sympatric species of *Cancer* (Decapoda: Brachyura: Cancridae). *J. Crustacean Biol.*, 8: 187-220.
- Orensanz, J.M. y G.S. Jamieson, 1998. *The assessment and management of spatially structured stocks: an overview of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*. Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management: (125) 441-459. G.S. Jamieson y A. Campbell (Eds.). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Orpin, A.R. y V.E. Kostylev, 2006. Towards a statistically valid method of textural sea floor characterization of benthic habitats. *Mar. Geol.*, 225(1-4): 209-222.
- Park, W. y T.C. Shirley, 2005. Diel vertical migration and seasonal timing of the larvae of three sympatric cancid crabs, *Cancer* spp., in southeastern Alaska. *Estuaries*, 28: 266-273.
- Pawson, M.G., 1995. *Biogeographical identification of English Channel fish and shellfish stocks*. Fisheries Research Technical Report 99, MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, 72 pp.
- Pearson, J., 1908. *Cancer*. Liverpool Marine Biological Committee Memories, Nr 16, University of Liverpool, 263 pp., p. 263. University of Liverpool.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.*, 190: 231-259.
- Pittman, S.J., J.D. Christensen, C. Caldow, C. Menza y M.E. Monaco, 2007. Predictive mapping of fish species richness across shallow-water seascapes in the Caribbean. *Ecol. Model.*, 204(1-2): 9-21.
- Puente, E., 1990. *La pesca con redes fijas de fondo en aguas vascas*. Colección Itsaso nº7. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. 121 pp.
- Puente, E., 1993. *La pesca artesanal costera en aguas vascas*. Colección Itsaso nº 11. Servicio Central Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. 191 pp.
- Puente, E., 1997a. *Actividad de la flota de pesca con redes de enmalle del País Vasco en 1996*. Informe interno AZTI Nº Ref.: RP97000-E20-03. 21 pp.
- Puente, E., 1997b. *Aproximación al nivel de esfuerzo de la flota de pesca de enmalle del País Vasco en 1996*. Informe interno AZTI Nº Ref.: RP97000-E20-02. 2 pp.
- Puente, E., 1997c. *Pesca artesanal costera en aguas del País Vasco: Situación actual y consejo de gestión*. Informe interno AZTI Nº Ref.: RP97000-E20-01. 42 pp.
- Puente, E., 2002. *Estudio técnico-pesquero y socio-económico de las pesquerías artesanales costeras del País Vasco*. Colección Itsaso nº 25. Servicio Central Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. 152 pp.
- Quinn II T. y R. Deriso, 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York.
- Robinson, M. y O. Tully, 2000. Seasonal variation in community structure and recruitment of benthic decapods in a sub-tidal cobble habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 206: 181-191.
- Rodhe, J., 1996. On the dynamics of the large-scale circulation of the Skagerrak. *J. Sea Res.*, 35: 9- 21.
- Ryan, D.A., B.P. Brooke, L.B. Collins, G.A. Kendrick, K.J. Baxter, A.N. Bickers, P.J.W. Siwabessy y C.B. Pattiaratchi, 2007. The influence of geomorphology and sedimentary processes on shallow-water benthic habitat distribution: Esperance Bay, Western Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 72(1-2): 379-386.
- Sheehy, M.R.J. y A. Prior, 2005. *Analysis of stock age structure and population parameters in edible crab, Cancer pagurus, using lipofuscin age-pigment: data for resource management*. Marine Fisheries Research and Development Final Rep. MF0225. Department of Environmental and Rural Affairs, London, UK.
- Smith, B. y G. Jamieson, 1991. Movement, spatial distribution, and mortality of male and female Dungeness crab *Cancer magister* near Tofino, British Columbia. *Fish. Bull. (Wash., DC)*, 89: 137-148.
- Smith, M.T. y J.T. Addison, 2003. Methods for stock assessment of crustacean fisheries. *Fish. Res.*, 65: 231-256.
- Starr, P. y M. Vignaux, 1997. Comparison of data from voluntary logbook and research catchesampling programmes in the New Zealand lobster fisheries. *Mar. Freshwater Res.*, 48: 1075-1080.
- Swiney, K.M., T. Shirley, S. Taggart y C.E. O'Clair, 2003. Dungeness crab, *Cancer magister*, do not extrude eggs annually in southern Alaska: an in situ study. *J. Crustacean Biol.*, 23: 280-288.
- Tallack, M., 2002. *The biology and exploitation of three crab species in the Shetland Islands, Scotland: Cancer pagurus, Necora puber and Carcinus maenas*. PhD thesis at The North Atlantic Fisheries College, Shetland, and the University of the Highlands and Islands, Inverness.
- Thompson, B.M., A.R. Lawler y D.B. Bennett, 1995. Estimation of the spatial distribution of spawning crabs (*Cancer pagurus*) using larval surveys in the English Channel, *ICES Marine Science Symposia*, 199: 139-150.
- Thorson, G., 1946. *Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates - with special reference to the planktonic larvae in the sound (Øresund)*. CA Reitzels forlag, Copenhagen.
- Tully, O., M. Robinson, E. O'Keefe, R. Cosgrove, O. Doyle, O. y B. Lehane, 2006. *The Brown Crab (Cancer pagurus L.) Fishery: Analysis of the resource in 2004 - 2005*. Fisheries Resource Series, Bord Iascaigh Mhara (Irish Sea Fisheries Board), Dun Laoghaire, Ireland Vol. 4, 48 pp.
- Ungfors, A. 2007. Sexual maturity of the edible crab (*Cancer pagurus*) in the Skagerrak and Kattegat, based on reproductive and morphometric characters. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 318-327.
- Ungfors, A. 2008. *Fisheries biology of the edible crab (Cancer pagurus) in the Kattegat and the Skagerrak – implications for sustainable management*. PhD thesis, University of Gothenburg, Sweden, 152 pp.
- Ungfors, A., H. Hallböck y P.G. Nilsson, 2007. Movement of adult edible crab (*Cancer pagurus* L.) at the Swedish West Coast by mark-recapture and acoustic tracking. *Fish. Res.*, 84: 345-357.
- Vasquez, M., D. Mata Chacón, F. Tempera, E. O'Keefe, I. Galparsoro, J.L. Sanz Alonso, J.M.S. Gonçalves, L. Bentes, P. Amorim, V. Henriques, F. McGrath, P. Monteiro, B. Mendes, R. Freitas, R. Martins y J. Populus, 2014. Broad-scale mapping of seafloor habitats in the north-east Atlantic using existing environmental data. *J. Sea Res.*, 10.1016/j.seares.2014.09.011
- Wainwright, T.C. y D.A. Armstrong, 1993. Growth patterns in the Dungeness Crab (*Cancer magister* Dana): Synthesis of Data and Comparison of Models. *J. Crustacean Biol.*, 13: 36-50.
- Wilson, M.F.J., B. O'Connell, C. Brown, J.C. Guinan y A. Grehan, 2007. Multiscale terrain analysis of multibeam bathymetry data for habitat mapping on the continental slope. *Mar. Geol.*, 30: 3-35.
- Woll, A. y W. Emblem, 2005. *Size at sexual maturity of females brown crab (Cancer pagurus) in three regions in coastal Norway*. ICES SCRAB REPORT 2005. Report of the study group on the biology and life history of crabs. 9-11 May 2005, Galway, Ireland.
- Woll, A., 2003. In situ observations of ovigerous *Cancer pagurus* Linnaeus, 1758 in Norwegian waters (Brachyura, Cancridae). *Crustaceana*, 76: 469-478.
- Woll, A.K., G.I. van der Meeren y I. Fossen, 2006. Spatial variation in abundance and catch composition of *Cancer pagurus* in Norwegian waters: biological reasoning and implications for assessment. *ICES J. Mar. Sci.*, 63: 421-433.

Anexo 1. Biología del buey de mar

Descripción

La revisión de la información biológica del buey de mar que se describe en este apartado ha sido obtenida a partir de los siguientes trabajos: Pawson (1995), Karlsson y Christiansen (1996), Fahy *et al.* (2002, 2004), Tallack (2002), Tully *et al.* (2006), Woll *et al.* (2006), Ungfors (2007, 2008), Bannister (2009), y Nautilus Consultants (2009).

El buey de mar (*Cancer pagurus*, crustáceo decápodo braquiuro reptador, de la familia Cancridae) tiene un aspecto semejante a los cangrejos, pero con un tamaño mayor. De aspecto macizo, con caparazón muy duro y robusto, de color rojo pardo (varía el tono dependiendo del estado de la muda) y vientre más blancuzco con algunos tonos rojizos. De cuerpo ovalado y ligeramente granulado pero con un aspecto liso, con 11 lóbulos redondeados en posición anterolateral y 5 más pequeños entre los ojos. Un buey de mar macho puede llegar a medir 30 cm, mientras que una hembra alcanza un menor tamaño, alrededor de 20 cm. Su peso habitual suele ser entre los 500 y 1.500 g, aunque puede llegar hasta los 3 kg.

Presenta 5 pares de patas (*pereiópodos*), de los cuales el primer par está modificado en pinzas (*quelas* o *quelípedos*), generalmente mayores que los demás, que se emplean para la captura y manipulación del alimento, para defensa o exhibiciones rituales de apareamiento. Se caracteriza por su cuerpo aplastado dorsoventralmente, más ancho que largo (a diferencia del centollo), cubierto por un caparazón externo (*exoesqueleto*), quitinoso, rígido, el cual es desechado periódicamente y sustituido por otro más grande para permitir su crecimiento (*muda*). Este periodo de cambio es aprovechado por muchos de estos artrópodos para reproducirse. Alcanzan la madurez sexual a los 4-7 años de edad.

Son buenos andadores. La locomoción puede realizarse hacia delante pero generalmente es de lado, sobre todo cuando se mueve con rapidez. Esta marcha eficaz es posibilitada por

la extrema reducción de las dimensiones del abdomen, que está reducido a poco más que un apéndice adherido a la cara ventral del cefalotórax, lo que le permite trasladar el centro de gravedad sobre las patas facilitando el movimiento. Por la complejidad de su sistema nervioso está considerado como animal *evolucionado*, y posee los sentidos del olfato y gusto muy desarrollados, lo que le permite identificar tanto los alimentos como las posibles parejas para el apareamiento.

Sus grandes dimensiones hacen que parezca más lento en sus andares que otros cangrejos, aunque su desplazamiento lateral puede llegar a practicarlo a gran velocidad al compensarlo con unas garras de alcance (su primer par de patas). Éstas, marchadoras, muy desarrolladas, son unas pinzas lisas, poderosas y fuertes, con grandes dientes romos, simétricas y de extremos de color negro. Se sirve de ellas para capturar a sus presas, triturarlas y, en ocasiones, para enterrarse debajo de la arena ante posibles depredadores. Son mayores en machos que en hembras. El resto de los pares de patas tienen menor grosor, más finas, cubiertas de vellosidades y acabadas en afiladas uñas también de color negro.

Esta especie presenta sexos separados. La diferencia externa entre el macho y la hembra, al igual que en el centollo o la nécora, es la anchura del abdomen (Figura 13): la hembra posee un abdomen más ancho que el macho, lo que facilita el transporte de los huevos. Además de estas diferencias entre sexos, el macho presenta 5 segmentos abdominales frente a los 7 de la hembra.

La distribución del buey de mar en las aguas costeras y plataforma en el noreste atlántico abarca desde el norte de Noruega hasta Marruecos. Son especialmente abundantes alrededor de las islas británicas y en la costa norte y oeste de Francia, a profundidades entre 0 y 200 m, pero están ausentes en el Báltico y Mediterráneo. Las mayores abundancias de esta especie se encuentran en el oeste del Canal de la Mancha. Los límites de las poblaciones no son bien conocidos. Este



Figura 13. Ejemplares de *Cancer pagurus*: hembra (A) y macho (B).

cangrejo habita en zonas de mar abierto con sedimentos mixtos de gravas, arenas y fangos; también es frecuente en las grietas y agujeros de rocas.

Vive en los mismos lugares que el centollo. Los ejemplares de mayor tamaño se encuentran por lo general en aguas profundas (100 m aproximadamente), mientras que los que miden de 2 a 10 cm viven en las zonas infralitoral, intermareal y de poca profundidad, en fondos marinos arenosos y rocosos (le gusta esconderse entre las grietas de las rocas). Es carnívoro estricto, y se alimenta de presas más grandes que las del centollo y la nécora (sobre todo de moluscos, crustáceos y equinodermos como estrellas de mar).

Reproducción

El ciclo de reproducción de este crustáceo es bastante complejo. De acuerdo con Edwards (1966) y Brown y Bennett (1980), la mayoría de hembras muda antes que los machos. Se piensa que esta diferencia está relacionada con el hecho de que la cópula sucede entre una *hembra blanda* (recién mudada) y un *macho duro*. En Noruega, el pico de mudas ocurre antes en hembras que en machos, iniciándose la muda de hembras probablemente en julio. Sin embargo, Hallböck (1993) señala que, en la costa oeste de Suecia, para las hembras sexualmente maduras la muda se inicia en septiembre, al mismo tiempo que la cópula, mientras que los machos mudan aproximadamente un mes más tarde.

La cópula del buey de mar se produce cuando la hembra se encuentra recientemente mudada, dado que su caparazón tiene que estar blando para el éxito del apareamiento. Los machos y hembras se atraen mutuamente antes de que la hembra se desprenda de la muda, probablemente controlada por una sustancia química similar a una feromona (Edwards, 1966). El macho permanece cerca de la hembra durante la muda (también llamada *ecdysis*) e incluso puede ayudar a la hembra a escapar de la vieja cáscara. Cuando se ha completado la muda, el macho gira a la hembra colocándola patas arriba sobre su dorso y tiene lugar la cópula: se transfieren sus espermatozoides a las

espermatecas de la hembra, que están situadas en sus oviductos (Edwards, 1966). Durante la unión, los espermatozoides del macho pasan al receptáculo seminal de la hembra donde permanecen entre doce y catorce meses después de la cópula; en ocasiones, incluso puede llegar a conservar ese mismo esperma para fecundar huevos al año siguiente. El desove suele producirse en otoño, y la hembra transporta los huevos durante el invierno emigrando a aguas más profundas hasta que éstos eclosionan en verano.

Después de la cópula puede producirse un tapón de esperma en cada abertura genital de la hembra, que se aprecia a simple vista como unas estructuras blancas. El propósito principal de los tapones de esperma se presume que es evitar la entrada de agua de mar y la pérdida de esperma después de la cópula, o para evitar que otros machos copulen con la hembra (Edwards, 1979) (Figura 14 y 15).

La fecundación de los ovocitos se produce en el momento del desove, cuando los ovocitos maduros están pasando por las espermatecas (Charniaux-Cotton y Payen, 1988). De esta manera, el esperma de una sola cópula puede fertilizar ovocitos de varios desoves consecutivos (Edwards, 1979). Para que la puesta sea exitosa, la hembra necesita un sustrato de fondo blando durante el desove, para que los huevos puedan adherirse entre ellos y a las sedas pleopodales de la hembra. Probablemente, las hembras no desovan todos los años (Swiney *et al.*, 2003).

Tamaño de madurez

Las hembras se consideran maduras cuando el ovario está en una etapa madura o en vías de maduración durante la temporada de otoño, o si hay indicios de actividades de apareamiento (presencia de espermatozoides en la espermateca o tapón de esperma en las hembras recién mudadas) (Ungfors, 2007). En el caso de los machos, cuando presentan las gónadas en desarrollo es difícil clasificarlos como maduros o inmaduros. Análisis morfométricos como la anchura del abdomen femenino y masculino también pueden utilizarse para determinar la

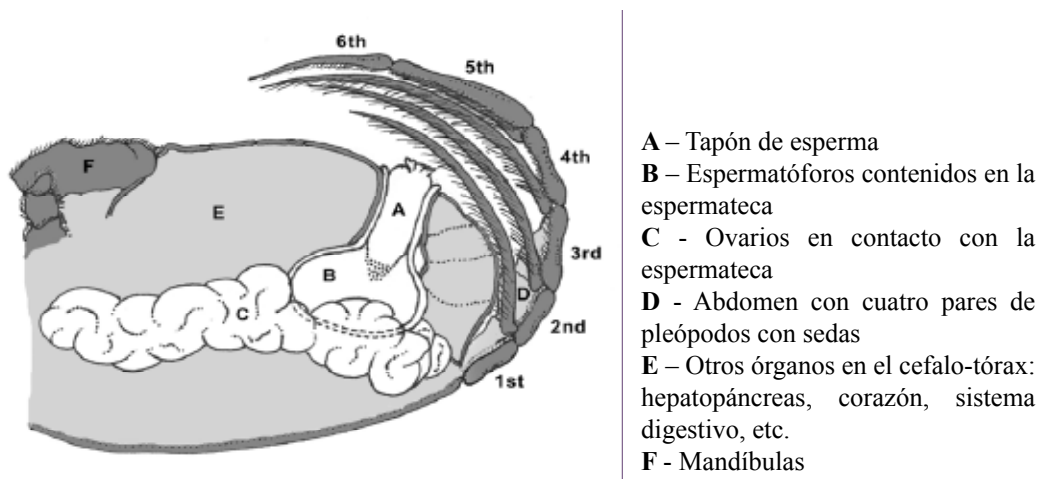


Figura 14. La posición de los tapones de esperma (A) en el tracto reproductivo (tomado de Tallack, 2002).

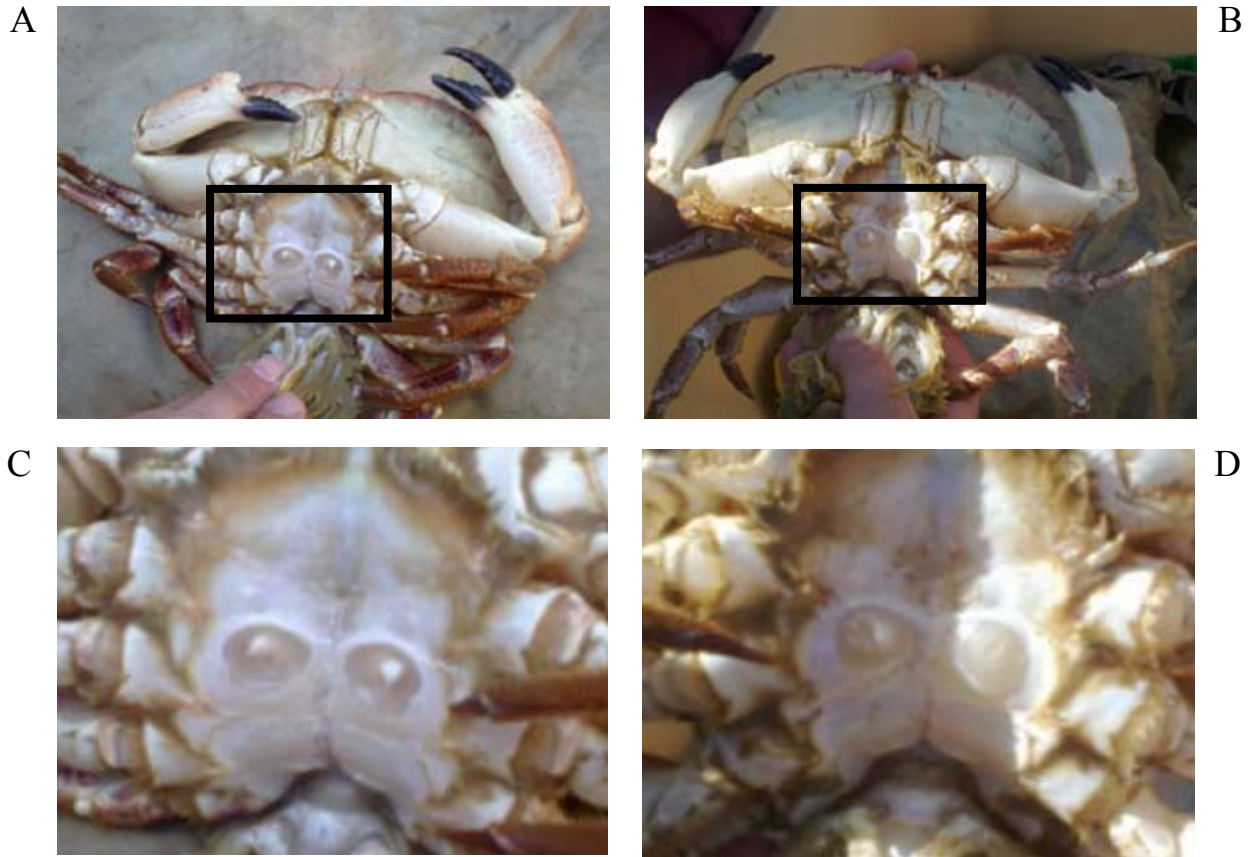


Figura 15. Dos hembras de buey de mar, con (A, C) y sin (B, D) tapones de esperma.

madurez de un ejemplar. Según Edwards (1979), la mayoría de machos sobre 110 mm AC (anchura de caparazón) son sexualmente maduros, mientras que en el caso de las hembras la mayoría son maduras a partir de 127 mm AC.

La proporción de hembras maduras basadas en los caracteres reproductivos (desarrollo de ovario, espermateca y tapón de esperma) aumenta con la anchura de caparazón (AC). Según Ungfors (2007), la AC_{50} (anchura a la cual la proporción de ejemplares maduros es del 50%) para individuos del Kattegat y Skagerrak es de 132, 107 y 118 mm respectivamente para cada uno de los parámetros mencionados (Figura 16). La proporción de los machos maduros también aumenta con la AC, y en este caso su AC_{50} está establecida en 117 mm o 101 mm en función

de si un ejemplar con gónada en desarrollo se considera, respectivamente, inmaduro o maduro.

No obstante, a pesar de que los valores reflejen registros similares, otros autores dan distintos tamaños de madurez para otras zonas (Tabla 9). El grupo de estudios de la biología y ciclo de vida del buey de mar del ICES determina una AC de 130 mm como el tamaño de madurez para la hembra del buey en el Mar del Norte (ICES, 2003). La AC_{50} de hembras basada en el desarrollo de la gónada es cercana a 130 mm para Irlanda y Shetland, así como Kattegat y Skagerrak, mientras que se estima un menor tamaño de madurez para Reino Unido y Noruega. Según Pawson (1995), al sur de las Islas Británicas,

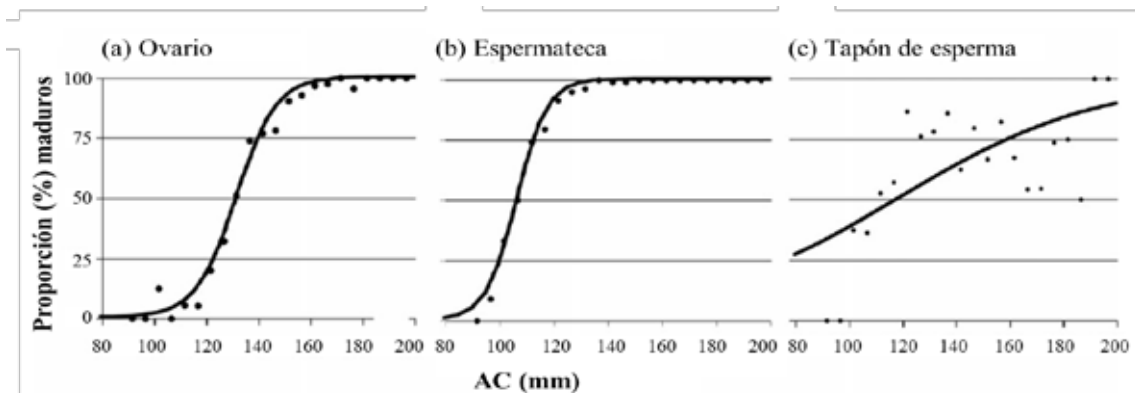


Figura 16. Tallas en las ojivas de madurez (proporción de maduros en diferentes anchuras de caparazón) para hembras de buey en el Kattegat y el Skagerrak. AC: anchura de caparazón. Adaptado de Ungfors (2007).

la AC media de hembra en su primera madurez es de 120 mm, basado en el desarrollo de los ovarios, y 110 mm basado en evidencias de apareamiento. Sin embargo, en el norte de las islas las primeras hembras ovadas presentan una AC media de 140 mm. No obstante, en Skagerrak, Kattegat y otras áreas europeas (Pearson, 1908; Brown y Bennett, 1980; Woll, 2003), la mayoría de las hembras no desovan todavía hasta otra muda más tarde. Según Edwards (1979) la hembra ovígera más

pequeña observada en la costa inglesa tiene una AC de 129 mm; pero entre 200 ejemplares, la mayor parte de las hembras ovadas fue mayor de 152 mm de AC. Parece que la cópula está establecida en alrededor de 110 mm AC, y la maduración fisiológica una muda más tarde (en aproximadamente 130 mm AC); pero esa fertilización necesita otra muda y se produce alrededor de 150 mm.

Tabla 9. Talla de madurez – AC₅₀ (mm) en diferentes áreas de la distribución del buey de mar. * Tomado de Ungfors (2008). AC: anchura de caparazón.

Zona	Área	Machos	Hembras	Referencia
Suecia, Dinamarca	Kattegat, Skagerrak		130	ICES (2003)
			<130	ICES (2003)
Reino Unido	Costa inglesa		129	Edwards (1979)
	Sur		110-120	Pawson (1995)
	Norte		140	Pawson (1995)
	*Mar del Norte	88,9	108,5	(Lawler y Addison, 2005)
	*Canal W	94,9	113,7	(Lawler y Addison, 2005)
	*Canal E	104,9	125,9	(Lawler y Addison, 2005)
	*Shetland	110-114	130-134	(Tallack, 2002)
Irlanda	Shetland		130	ICES (2003)
			130	ICES (2003)
	*Norte	112,5	132,6	(ICES, 2004)
	*SW	109,7	138,4	(ICES, 2004)
Noruega	*Irlanda, SW	110	127-139	(Edwards, 1979)
			<130	ICES (2003)
Francia	*		113,9-117,8	(Woll y Emblem, 2005)
	*Golfo Vizcaya	102	111	(Le Foll, 1986)

Tras analizar 39 hembras del Kattegat y Skagerrak (norte de Dinamarca), Ungfors (2007) señala que la fecundidad, calculada como el número de huevos producidos, aumenta con el tamaño de la hembra en el rango de tamaño de 113-190 mm AC (Figura 17): en este rango de tamaño cada hembra deposita entre 0,5 y 2,5 millones de huevos. El peso seco de la masa de huevo frente a la del cuerpo oscila entre el 5 y 28% (promedio del 13%, desviación típica ± 5). El diámetro del huevo es independiente del número de huevos por lote o AC de la hembra. Según Bannister (2009), la fecundidad también varía con el tamaño en el Reino Unido (desde 0,5 millones en individuos pequeños hasta 3,5 millones en ejemplares de 200 mm AC). Esto es mucho más de lo que produce una hembra de bogavante (miles), y debería dar a la población del buey de mar una mayor resiliencia ante los efectos de la explotación, aunque, debido al menor tamaño de los huevos del buey de mar frente a los de bogavante, presenten probablemente una menor tasa de supervivencia (Bannister, 2009).

Puesta

Durante la reproducción, el acoplamiento del macho a la hembra tiene lugar durante la muda de ésta, en invierno. Los huevos, entre 500.000 y dos millones (las hembras grandes

pueden llevar hasta 3 millones de huevos), son incubados durante seis u ocho meses por la hembra que los transporta mediante una bolsa de cría pegados a su abdomen.

Los huevos se desovan en los pleópodos donde se mantienen durante el invierno. El periodo de eclosión es largo y pueden encontrarse larvas en primavera, verano y otoño, dependiendo de la latitud y temperatura del agua.

El desarrollo del huevo requiere 6-9 meses, y durante este periodo la hembra se encuentra en la arena, parcialmente enterrada en hoyos (Edwards, 1979; Howard, 1982; Woll, 2003) o entre rocas. Las hembras ovadas raramente se alimentan o se desplazan, por eso presentan una menor probabilidad de ser capturadas en nasas cebadas. El desarrollo de los huevos y larvas depende de la temperatura, siendo la temperatura mínima crítica de 8-9 °C (Lindley, 1987). Según la región de la que se trate, la puesta (eclosión) comienza en diferentes épocas en función del calentamiento del fondo marino por encima del mencionado nivel. Thorson (1946) encontró larvas de buey de mar en el Kattegat durante abril-octubre. Dentro de esta variabilidad, se puede decir que, en general, a finales de primavera o principios de verano se expulsan las larvas a la columna de agua.

Durante el desarrollo larvario del organismo, la larva

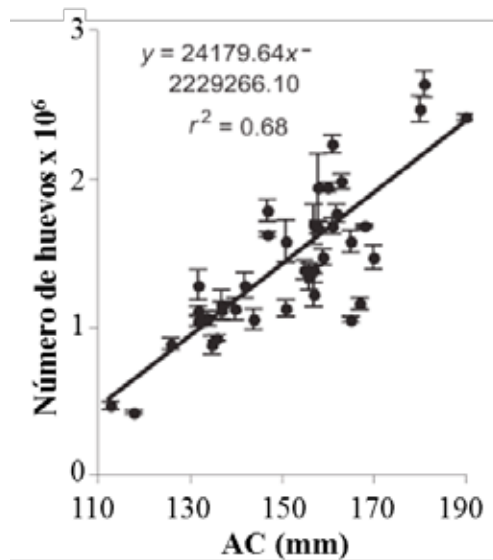


Figura 17. Fecundidad de la hembra de buey de mar en el Kattegat y el Skagerrak (n=39). Una hembra más grande contiene más huevos fecundados. AC= anchura de caparazón. Adaptado de Ungfors (2007).

pelágica atraviesa siete etapas de desarrollo; una proto-zoea, cinco zoeas y finalmente la megalopa (Lebour, 1927; Ingle, 1981). El periodo larvario es una fase de dispersión, pero existen diferentes opiniones acerca de la duración del periodo de desarrollo; unas indican cuatro semanas (Edwards, 1979), otras aproximadamente 40 días (Eaton, 2005), 60 días (Thompson *et al.*, 1995) o incluso hasta 51-78 días en buyes de mar criados en laboratorio en temperaturas de 15-20 °C (Nichols *et al.*, 1982). El periodo de desarrollo a 10 °C es considerablemente más largo, pudiendo transcurrir 144 días antes de llegar a la etapa de zoea V (Nichols *et al.*, 1982). Las últimas etapas de zoea realizan una migración vertical diurna, hallándose a mayores profundidades durante el día, en comparación con el anochecer y el amanecer (ICES, 2003), lo cual también se ha observado en otras especies de cangrejo (Park y Shirley, 2005).

Las áreas de desove han sido identificadas mediante la evaluación de las abundancias de las hembras ovadas en los desembarques comerciales. Durante el otoño, la mayoría de las hembras desembarcadas de los fondos oceánicos del Canal de la Mancha se encuentran en una condición pre-desove con gónadas bien desarrolladas, y ellas probablemente permanecen en la misma área durante la fase portadora de huevos que dura todo el invierno, enterrándose en el fondo o escondiéndose en refugios naturales. Éstas no se alimentan y se atrapan muy raramente en esta fase. Por ello, la tasa de captura de hembras disminuye al final de noviembre y en diciembre y, por haber pocas observaciones o capturas de buyes de mar ovados, su distribución no está bien definida.

Larvas y juveniles

Tras la eclosión las larvas, dotadas de una fuerte espina en el cefalotórax, permanecen en el plancton durante dos-tres meses realizando varias mudas antes de irse al fondo, momento en el que alcanzan el aspecto de cangrejo: se posan en el fondo a finales de verano o principios de otoño y viven como juveniles en la zona intermareal. En una simulación de dispersión larvaria en el Kattegat se obtuvo una distancia promedio de dispersión de 63 km (Ungfors, 2008). Viven en la zona intermareal hasta que alcanzan una AC de 60-70 mm, lo que les lleva unos 3 años; entonces, migran a la zona submareal.

En los fondos rocosos de la costa inglesa y francesa son abundantes los juveniles recientemente asentados. Raramente se capturan buyes de mar pequeños en alta mar, y se piensa que estos se desplazan hacia mayores profundidades a medida que crecen y alcanzan la madurez. También se piensa que puede haber una segregación entre machos y hembras en la madurez, capturándose los machos maduros sobre sustratos predominantemente rocosos mientras que las hembras son más abundantes sobre arenas y gravas (Pawson, 1995).

El conocimiento de la preferencia de profundidad o de hábitat de los juveniles de buey de mar es aún escaso, pero hay observaciones ocasionales de juveniles en las zonas costeras poco profundas. Robinson y Tully (2000) señalan que los hábitats someros (8-10 m) de gravas representan una importante fuente de reclutamiento a la pesca de alta mar. En estos hábitats de sedimento grueso con cobertura algal entre 50 y 70% de especies de *Laminaria*, estos autores encontraron buyes de mar de 2,5 mm de AC de julio a septiembre, además de ejemplares mayores (de 8,8 mm de AC) en todas las muestras mensuales durante un año.

Crecimiento

El proceso de muda determina el crecimiento en los crustáceos, y la tasa de crecimiento depende del incremento de muda (IM, aumento de tamaño por muda) y la frecuencia de las mudas. En el Kattegat y Skagerrak (Ungfors, 2008), el incremento absoluto del ancho de caparazón aumenta con el tamaño del individuo (Figura 18), hasta tamaños cercanos al de la madurez. A partir de ahí, se observa una posterior disminución proporcional del IM (Figura 19).

Algo similar se concluye a partir de pruebas de marcado realizadas en el Mar del Norte, Canal de la Mancha y Golfo de Vizcaya: el IM en ejemplares inmaduros de ambos sexos y en machos maduros va en aumento en sucesivas mudas, mientras que en las hembras este aumento es menor y más regular (Pawson, 1995). Estos incrementos de muda son similares en bueyes de mar en las tres zonas estudiadas, pero la frecuencia de muda, y por tanto, el crecimiento anual difiere sustancialmente. En el Canal de la Mancha, el individuo macho

muda más frecuentemente que la hembra, y por eso crece más rápidamente; mientras que en el Mar del Norte ocurre el caso contrario. Tanto los machos como las hembras mudan más frecuentemente en el Canal que en el Mar del Norte, por lo que su tasa de crecimiento es mayor. Además, parece que los individuos del sudoeste del Canal y el Golfo de Vizcaya presentan incluso una mayor tasa de crecimiento que los del centro-oeste del Canal.

La tasa de crecimiento varía con la edad, género y profundidad del agua entre 1 y 10 mm de crecimiento en AC por año. Generalmente la tasa de crecimiento disminuye con la edad: es más elevada en aguas más profundas y los machos crecen más rápido que las hembras.

Debido a que los bueyes de mar, como todo artrópodo, tienen un esqueleto externo en lugar de interno, necesitan reemplazar periódicamente su exoesqueleto para poder crecer. Este proceso de muda se denomina *ecdisis*. En el desprendimiento del viejo caparazón, los bueyes de mar invierten una gran energía en la eliminación de la mayor cantidad posible de material (reciclaje)

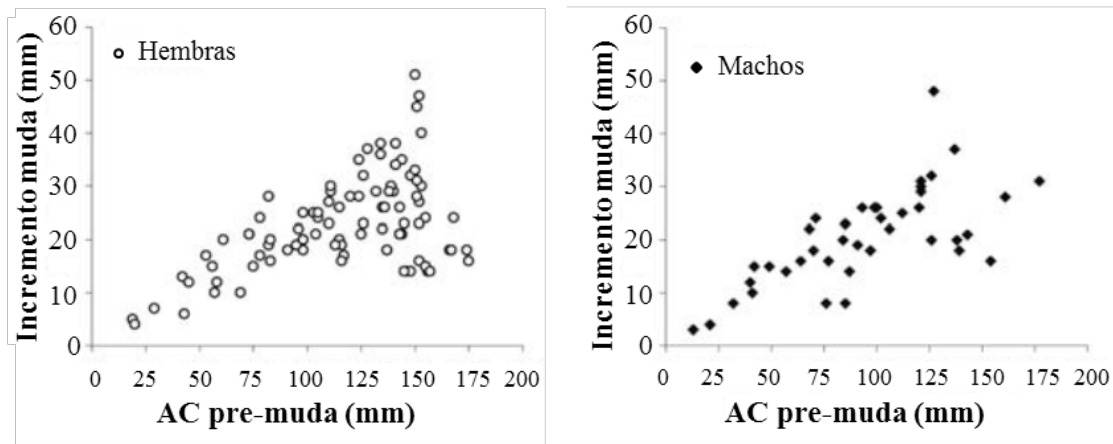


Figura 18. Incremento de muda para hembras (izquierda) y machos (derecha). Para las hembras, y posiblemente también para los machos, el incremento parece disminuir (menor incremento proporcional) a partir de 100-125 mm AC (Anchura Caparazón). El incremento es de alrededor de 25 mm por muda para tamaños superiores a 110 mm. Adaptado de Ungfors (2008).

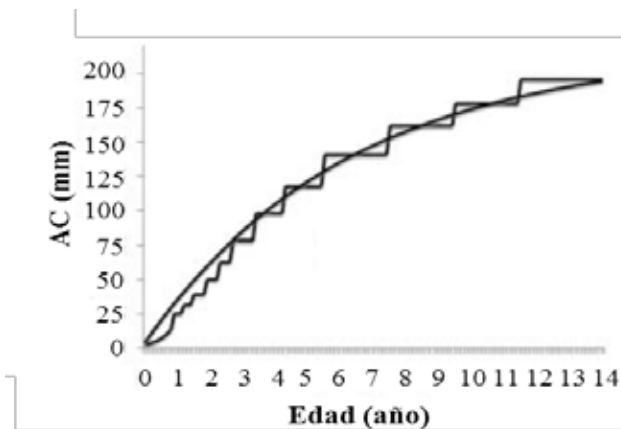


Figura 19. Línea de crecimiento discreto de las hembras de Skagerrak y Kattegat, y curva de crecimiento de von Bertalanffy. AC= anchura caparazón. Adaptado de Ungfors (2008).

además de en la concentración de recursos para construir el nuevo caparazón. Cuando se desprende el caparazón duro, es sustituido por uno nuevo que se ha ido formando debajo. Para alcanzar el crecimiento requerido, el animal bombea agua para expandir el caparazón blando, y después reposa mientras el nuevo caparazón se endurece. Durante este tiempo, que puede extenderse varios días, el animal se refugia y no se alimenta, ya que es particularmente vulnerable a la depredación. Pero incluso cuando el buey de mar retoma su alimentación (y puede ser capturado en una nasa) algunas partes del caparazón pueden permanecer aún blandos durante un tiempo considerable.

Ungfors (2008) estima una curva de crecimiento continua de von Bertalanffy combinando la AC y la edad. De los datos de IM se obtiene un incremento del 25% hasta aprox. 100 mm de AC, del 20% hasta los 140 mm, del 15% hasta 162 mm y del 10% aprox. a los 180 y 200 mm. De un AC de 140 mm (5,5 años de edad) en adelante se asume una muda cada dos años.

Wainwright y Armstrong (1993) estimaron las tasas de crecimiento para *Cancer magister* a partir de datos de frecuencia de talla: 6-9 mudas durante el primer año tras el asentamiento en el fondo, otras 2-5 mudas durante el segundo año y 1-2 mudas durante el tercer año. En edades mayores estos individuos mudan anualmente. La probabilidad de muda anual está cerca de uno para hembras recientemente maduras, pero esta probabilidad disminuye bruscamente por encima de 135 mm de AC y tienden a cero en 155 mm de AC (Hankin *et al.*, 1989). Esta baja probabilidad de mudas anuales se produce en tamaños similares para los machos (Wainwright y Armstrong, 1993). El crecimiento de *C. magister* también muestra una marcada disminución en el incremento de la muda en tamaños de madurez femenina y un cambio menos claro para los machos (Wainwright y Armstrong, 1993).

Relaciones alométricas

En Irlanda en el año 2000 (Fahy *et al.*, 2004) se obtuvo la siguiente relación entre el peso (P) y la AC con datos mezclados de machos y hembras de *Cancer pagurus*:

$$P = 0,0035129 AC^{1,704} \quad (N=897, r^2=0,5786, P<0,001)$$

aunque se matiza que dicha fórmula da valores muy bajos de peso probablemente debido a la captura de animales recién mudados.

Ungfors (2008) presenta otras relaciones entre la anchura y peso de los ejemplares del Kattegat y Skagerrak:

$$P = a AC^b$$

Sexo	Hembras		Machos	
	Kattegat n=656	Skagerrak n=716	Kattegat n=139	Skagerrak n=348
a	0,000194	0,000284	0,00004133	0,0000489
b	2,9297±0,038	2,8620±0,052	3,2758±0,088	3,2419±0,061

Woll *et al.* (2006) ofrecen otros datos para Noruega (en ejemplares de 13 cm AC separados por sexo, y todos mezclados para <13 cm):

$$\text{Hembras } 13 \text{ cm AC: } P = 0,000243 AC^{2,9026} \quad (n=301;$$

$$r^2=0,958);$$

$$\text{Machos } 13 \text{ cm AC: } P = 0,000023 AC^{3,4115} \quad (n=78; r^2=0,923);$$

$$\text{Ambos sexos } <13 \text{ cm AC: } P = 0,000097 AC^{3,1236} \quad (n=314; r^2=0,982).$$

Longevidad y mortalidad natural

Según Sheehy y Prior (2005) la longevidad varía inversamente con la temperatura del agua: el promedio de vida máxima de buey en el Reino Unido es de alrededor de 10 años (con una vida más larga en su costa oeste, más fría en comparación con el Canal de la Mancha). Sin embargo, se cree que el buey de mar puede alcanzar los 20 años de edad y se ha llegado a estimar la edad de un buey de 200 mm de AC en 19,2 años.

A la hora de efectuar una evaluación de las pesquerías es importante la estimación de la mortalidad natural, pero resulta difícil. Quinn y Deriso (1999) realizan una revisión de seis métodos comunes para estimar la mortalidad natural (M). Una alternativa para el caso de las poblaciones con escasez de datos es utilizar las estimaciones para la misma especie en otras regiones o de otras especies con ciclo de vida similar. Este valor, por supuesto, depende de la precisión de la estimación y de la similitud de los ciclos de vida de los taxones. Se han propuesto fórmulas generales muy utilizadas en estudios biológicos, basándose en los parámetros tales como la edad de madurez, longevidad y tamaño corporal entre otros (revisado en Hewitt *et al.*, 2007). Ungfors (2008) estimó la mortalidad natural en 0,26 o en 0,18-0,34 según la fórmula utilizada: Sheehy y Prior (2005) la estiman en 0,45 para machos y 0,39 para hembras en la costa este del Reino Unido.

La mortalidad natural es provocada por la depredación de los juveniles y subadultos por bacalaos (*Gadus morhua*), peces lobo (*Anarhichas lupus*) y aves marinas como la gaviota argénteo (*Larus argentatus*). Los individuos más grandes están más seguros frente a los depredadores, pero por otro lado, la mortalidad causada por muda, interacciones en actividades de apareamiento y la propia senescencia pueden aumentar con la edad.

Desplazamientos

La capacidad de dispersión de una especie está relacionada con la estructura de la población de dicha especie (Bohonak, 1999). De esta manera, una mayor capacidad de dispersión está asociada, en general, con una disminución de su diferenciación (medido, por ejemplo, por las distancias genéticas entre poblaciones). En consecuencia, el conocimiento de los procesos de dispersión durante todo el ciclo de vida de una especie (dispersión larval y estilo de vida juvenil/adulta) puede facilitar la estimación sobre la distribución geográfica de una población y la conectividad entre poblaciones (Jennings, 2001; Hellberg *et al.*, 2002).

El potencial de dispersión de las larvas depende de la biología de las especies (tipo de larva, tiempo de desarrollo larvario, temporada y migraciones verticales), de los parámetros hidrológicos (temperatura, salinidad) y de la oceanografía regional (corrientes

direccionales, topografía y corrientes que cruzan la plataforma). La distancia de dispersión como adulto difiere según la forma de vida: bentónicos sésiles, bentónicos no sésiles o pelágicos. Una especie no sésil tiene el potencial para dispersarse sobre áreas geográficas, incluso como un adulto.

Para poder gestionar los recursos explotados como el de los bueyes de mar es importante tener conocimiento de cómo, por ejemplo, pesquerías en áreas vecinas o incluso distantes pueden provocar un impacto en la zona en cuestión. Una dispersión larval limitada o movimiento limitado de adultos disminuye la conectividad entre las áreas. Cuando las zonas de reclutamiento y explotación son la misma, una explotación muy severa podría conducir al colapso de los recursos y a la extinción de este material genético. Sin embargo, si la explotación es optimizada el rendimiento podría ser alto. La mayor dispersión de larvas y adultos produce una estructura de la población menos diferenciada (genéticamente) y las áreas pueden funcionar como sumideros o fuentes de reclutamiento, o como ambos, lo cual complica la estrategia de gestión.

En Suecia, la corriente superficial predominante a lo largo de su costa occidental es hacia el norte (Rodhe, 1996). Una dispersión de larvas pelágicas hacia el norte podría ser la razón subyacente para la dominante migración que las hembras adultas realizan hacia el sur, con distancias superiores a 20 km. La dispersión de larvas de buey de mar durante dos meses por una corriente unidireccional de $0,20 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ de velocidad media (Rodhe, 1996) desplaza las larvas a más de 1.000 km de la ubicación de la puesta. Esta distancia es realmente una sobreestima de la dispersión real dado que la dirección de las corrientes puede cambiar diariamente y el comportamiento natatorio de las larvas afectará la distancia de dispersión recorrida. En posteriores simulaciones de dispersión larvaria durante 21 días se obtuvo una dispersión 63 km (Ungfors, 2007).

Diferentes autores señalan que el desplazamiento de machos es limitado, mientras que las hembras migran rápidamente y sobre distancias largas (Edwards, 1979; Brown y Bennett, 1980, Pawson, 1995). En trabajos sobre el patrón de movimiento de buey de mar adultos y subadultos de la costa occidental de Suecia se ha observado que las hembras se desplazan un promedio de 6,4-21,7 km y los machos 1,5-8,8 km (promedios de diferentes áreas). No hay diferencias en la distancia de movimiento entre diferentes tamaños de hembras o machos. Las hembras se mueven más rápido que los machos. En este sentido, Hallbäck (1993) señala que en Noruega los desplazamientos de los machos son bastante estacionales, y que las hembras recorren mayores distancias: en pruebas de marcaje y recaptura, menos del 2% de los machos se desplazan más de 10 km; mientras que una hembra fue capturada a 225 km tras cinco años.

En Irlanda, los desplazamientos de los machos son arbitrarios mientras que las hembras lo hacen en dirección sudoeste. La mayor distancia recorrida por una hembra marcada fue de 136 km en 287 días. Otras hembras marcadas por barcos franceses fueron recapturadas en la División VIIg ICES, que podría considerarse como la zona de invernada del stock, después de haberse desplazado entre 69 y 75 km desde el punto de liberación.

En Noruega se han realizado varios experimentos de marcado-recaptura, donde el tamaño de los ejemplares oscilaba entre los 50-190 mm AC, con un promedio de alrededor de 120-130 mm.

Gundersen (1977) observó que las hembras se movían con más frecuencia que los machos, que las hembras se desplazaban largas distancias mientras que los machos eran más inmóviles, y que el buey de mar tiene un movimiento vertical diurno (a mayor profundidad durante el día). Además de interesantes resultados sobre movimiento vertical de corta duración para alimentación, Karlsson y Christiansen (1996) también encontraron que los machos eran más propensos a permanecer en una zona, mientras que las hembras se movían en zonas más extensas (ningún macho se desplazó más de 3,5 km, mientras que las hembras fueron recapturadas a 28 km del punto de liberación).

En el caso de la costa del sur de Bretaña, Le Foll (1986) señala que ocurre lo mismo (machos relativamente sedentarios y hembras con mayores migraciones). Sin embargo, no observa una dirección preferente en la migración de las hembras.

Sin embargo, en la costa oeste de Suecia, observó que la mayoría de hembras se movían en la misma dirección, a contracorriente. Del mismo modo, las extensas migraciones al oeste-suroeste en el Canal de la Mancha (Bennett y Brown, 1983; Latrouite y Le Foll, 1989) se realizan a contracorriente, frente a la corriente dominante hacia el Este por este canal (Dahlgard, 1995; Guegueniat *et al.*, 1995). Bennett y Brown (1983) señalan que esto puede ser una migración oceánica hacia zonas adecuadas para el desove de las larvas a la deriva y, de esta manera, retornan para formar parte del reclutamiento de las poblaciones del Canal. De acuerdo con esto, Pawson (1995) señala que algunos desplazamientos de hembras hacia el oeste del Canal de la Mancha suelen realizarse a contracorriente, lo cual asegura que su descendencia (en forma de larvas) sea devuelta hacia sus propias zonas de cría.

Por otro lado, los bueyes de mar también realizan un desplazamiento vertical que sigue otro patrón distinto al desplazamiento horizontal. Los movimientos verticales diurnos del buey de mar hacia la costa dependen de varios factores. Se cree que principalmente es una actividad de búsqueda de comida (Dannevig y Gundersen, 1982, en Karlsson y Christiansen, 1996), y en aguas someras, *C. pagurus* claramente prefiere alimentarse de noche.

La temperatura juega un papel importante en la alimentación de los bueyes de mar. En estudios con alimentación artificial se observa que prácticamente no se alimentan entre 0 y 5 °C, y que el apetito aumenta con el aumento de la temperatura hasta máximos entre 16 y 20 °C. Parece ser que la temperatura es el factor regulador de los movimientos del buey en aguas someras. Según Hallbäck (1972, 1993; en Karlsson y Christiansen, 1996) los bueyes no toleran temperaturas superiores a 20 °C y salinidades inferiores a 20 psu (al menos en Noruega-Suecia).

En definitiva, se han planteado varias hipótesis para explicar los patrones de migración de *Cancer* spp.: migración costera para muda, apareamiento y desove, y migración oceánica para puesta (Diamond y Hankin, 1985), migración hacia área expuesta para desove (Smith y Jamieson, 1991), migración de apareamiento o emigración pre-desove para evitar estrés osmótico (Orensanz y Gallucci, 1988), migración alimentaria (Chatterton y Williams, 1994), migración relacionada con la distribución y deriva larvaria (Brown y Bennett, 1980; Hallbäck, 1993).

Anexo 2. Normativa vigente

País Vasco

De acuerdo con la información proporcionada por la Dirección de Pesca y Acuicultura del Gobierno Vasco en su página web en relación con las vedas y tallas de especies de pesca y acuicultura, cuya última modificación corresponde al 14/10/2013 (accedido el 18/11/2014), las tallas mínimas de las especies están reguladas en el ámbito comunitario, por el título III del Reglamento (CE) nº 850/98 del Consejo de 30 de marzo de 1998 (DOCE del 24 de abril de 1998), y en el ámbito autonómico, por el anexo I del Decreto 102/1997, de 6 de mayo. En el primero, la talla mínima legal de captura está establecida en una anchura de caparazón de 130 mm, mientras que en el segundo en una longitud de caparazón de 100 mm. Sin embargo, en la mencionada página web, y para el ámbito del País Vasco, se presenta una tabla con el primer criterio, es decir, anchura de caparazón de 130 mm.

El tamaño de un buey de mar se medirá atendiendo a la máxima anchura del caparazón, medida perpendicularmente a la línea mediana anteroposterior del caparazón (Artículo 1.7 b) del Reglamento (CE) Nº 308/1999 que modifica el Reglamento Nº 850/1998 del Consejo de 30 de marzo de 1998, para la conservación de los recursos pesqueros a través de medidas técnicas de protección de los juveniles de organismos marinos).

En cuanto al periodo de pesca, el Decreto al que hace referencia la página web oficial mencionada anteriormente, indica que la época de veda para el buey de mar es del 1 de julio al 1 de noviembre (Tabla 10).

Otras Comunidades Autónomas del Cantábrico

En Cantabria, según la Orden GAN/35/2013, de 24 de mayo,

por la que se regulan las vedas, tallas mínimas y recogida de marisco y otras especies de interés comercial, durante la temporada 2013 en la Comunidad Autónoma de Cantabria (Boletín Oficial de Cantabria, BOC, nº 108, 7 junio 2013), la época de veda es del 1 de julio al 1 de noviembre y la talla mínima de captura aprobada para el buey de mar es de 130 mm de anchura de caparazón.

En Asturias, según la Resolución de 10 de marzo de 2004, de la Consejería de Medio Rural y Pesca, por la que se aprueba el Plan de Explotación del Marisqueo (Boletín Oficial del Principado de Asturias, nº 60, 12 de marzo de 2004), entre los crustáceos solamente se especifica la veda para la nécora, y se dice que está prohibido el uso de nasas con boca superior a 14 cm. Por otro lado, la talla mínima de captura para el buey de mar es de 90 mm. En este sentido, ya que no se especifica en el texto, y viendo las correspondencias de medidas así como el modo de tallaje de esa época, probablemente esta talla corresponda a la longitud del caparazón. En la página web de la Dirección General de Pesca del Gobierno del Principado de Asturias, (<http://tematico.asturias.es/dgpsca/index.php>), accedida en noviembre de 2014, indica como veda vigente del 1 de agosto al 14 de diciembre, y se menciona 90 mm como talla mínima permitida para el buey de mar.

En Galicia, según la Orden de 28 de diciembre de 2012 por la que se aprueba el Plan general de explotación (Diario Oficial de Galicia, DOG, nº 248, 31 diciembre 2012) el periodo de veda es del 29 de junio al 30 de noviembre, mientras que no dice nada sobre el tamaño mínimo de captura. Por otro lado, la Orden de 27 de diciembre de 2013 por la que se aprueba el Plan general de explotación marisquera para el año 2014 (DOG nº 249, 31 diciembre 2013) dice que el centollo, buey de mar y pulpo se regirán por planes de gestión específicos. En este sentido, si bien hay planes para el pulpo y el centollo, por ahora no se encuentran los correspondientes al buey de mar.

Tabla 10. Cronograma del cuadro de vedas para el buey de mar en las distintas Comunidades Autónomas (CA) del Cantábrico: PV=País Vasco, C=Cantabria, A=Asturias, G=Galicia. *Véase el texto correspondiente a Asturias. En verde, pesca permitida; en rojo pesca prohibida; en naranja, medio mes permitido-medio mes prohibido.

CA	EN	FE	MR	AB	MY	JN	JL	AG	SE	OC	NO	DI	Año fuente
PV													2014
C													2013
A*													2004
G													2013

Anexo 3. Información técnica del arte de pesca en el País Vasco

Pesca con nasa

La captura del buey de mar se realiza con nasas, redes de arrastre y trasmallo o con rapetas (tipo de red mixta de arrastre y cerco), cuando se encuentra en zonas profundas. En bajamar se pueden emplear bicheros (varas con ganchos en su extremo) buscando entre los huecos de las rocas donde se pueda localizar. No obstante, el método más usado es el de las nasas, que provoca un daño moderado en el hábitat y niveles medios de descarte (Tallack, 2002), aunque en el caso del País Vasco ha resultado muy bajo.

Las nasas son artes fijos de fondo compuestas por un armazón rígido de madera o metal en forma de cesto o jaula y recubierto de red. Suelen utilizarse nasas de construcción artesanal, cuyo cuerpo suele estar formado por madera o plástico (Figura 20). Están provistas de una o más aberturas o bocas de extremos lisos no punzantes que permiten la entrada de las distintas especies al interior del habitáculo que forma el arte, atraídas por el cebo colocado en su interior. El cebo es el elemento que atrae a la captura hasta el interior de la nasa; generalmente se utilizan como cebo trozos de chicharro, verdel, estornino y/o boga (especies de bajo precio y fáciles de conseguir en el mercado durante prácticamente todo el año).

Las nasas suelen largarse en series o andanas de número variable (normalmente entre 60 y 100). La andana se inicia con una boya con flotadores que señalarán en superficie el punto inicial, algunas estructuras pesadas (piedras o bloques de cemento) para el fondeo de la andana (Figura 21).

Embarcaciones

Las embarcaciones que han participado en estos muestreos son de pequeño o mediano porte: 11,7 m de eslora, 9,7 GT de arqueo, 200-240 caballos de potencia y una tripulación de 2 personas.



Figura 20. Arte de pesca (nasas) utilizada para la captura del buey de mar.

Modo de empleo de la nasa

Las maniobras de largado y virado de las artes de pesca, son muy similares para todas aquellas artes fijas empleadas en el País Vasco. Para la operación de virado, hoy en día está totalmente extendida la utilización del halador hidráulico.

La maniobra de calado de las nasas comienza con la introducción de la carnada en el interior de las mismas de una en una, mientras se van estibando en la cubierta del barco ya anudadas, mediante la puntera, al cabo madre. Una vez están todas las nasas ordenadas y listas para ser caladas, se larga la boya o baliza inicial y el calamento con el fondeo (puede ser una piedra); en cuanto éste toca fondo se pone el barco en marcha y se van echando al agua las nasas de una en una a la vez que se va sujetando el cabo madre para que éste no salga enredado y se alargue lo suficiente como para que las nasas se mantengan a la distancia deseada (Figura 22). Finalizando el largado se reduce la velocidad para que cuando se haya largado la última nasa se pueda estirar el cabo madre y posteriormente echar al agua el fondeo. El cabo de fondeo saldrá de la embarcación y finalmente se largará la baliza final.

La virada comienza con el embarcado de una de las balizas y virado del cabo de fondeo ayudándose del halador hasta que emerge el fondeo y se iza a bordo. Éste se desanuda del cabo madre el cual se va estibando en cubierta; según van virando las nasas, se abren de una en una extrayendo de su interior la captura y los restos de cebo; se continúa con esta operación hasta que llega finalmente el segundo fondeo, que se iza a bordo y se vira el calamento hasta la baliza final.

Siempre que las condiciones del mar lo permitan, suelen salir tres veces por semana: el tiempo que el arte de pesca permanece calado varía entre 48 y 72 horas; no obstante, si las embarcaciones no pueden faenar, las nasas permanecen largadas aumentando el tiempo de las nasas en el mar. Dado que el caladero se encuentra a unas 15 millas de distancia del puerto (2 horas de navegación) se suele aprovechar la misma salida para realizar las maniobras de virada, cebada y nueva largada; dichas maniobras suelen iniciarse con el amanecer.



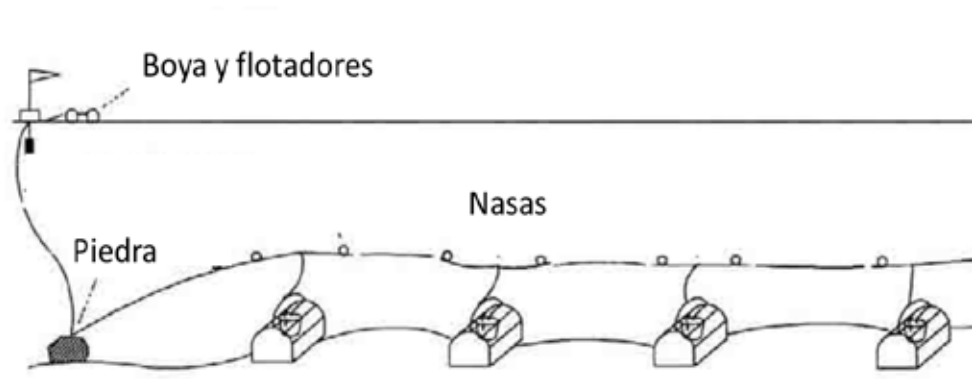


Figura 21. Nasas largadas con boya y flotadores, y piedra (o peso) para fondear.



Figura 22. (A) nasas en popa de embarcación; (B) largando nasas; (C) extrayendo la captura de las nasas y (D) cebo utilizado (verdel, estornino).

Caladeros

No existen caladeros delimitados como tales, pero se considera que toda la costa es susceptible de ser sometida a explotación. A pesar de ello, la pesca de buey de mar con nasas se realiza a profundidades de 85-90 brazas (157-167 m) en el cantil del Cañón de Cap Bretón.

Capturas

La principal característica de la pesquería del buey de mar

(y, en general, de los crustáceos decápodos capturados con nasas, como la nécora, langosta, bogavante y centollo) en el País Vasco es la ausencia de un registro de capturas debido a que éstas no siguen el circuito de venta en las cofradías, estando muy probablemente subestimadas (Bald *et al.*, 2008). En este sentido, la ausencia de datos fiables por parte de las cofradías dificulta el estudio sistemático de las capturas de modo que no es posible estudiar su evolución y tendencia a lo largo de los años, lo cual supone una clara dificultad para su posterior gestión (Borja, 1987; Hunter, 1999; Freire *et al.*, 2002).

Anexo 4. Resultados del modelo de hábitat idóneo del buey de mar.

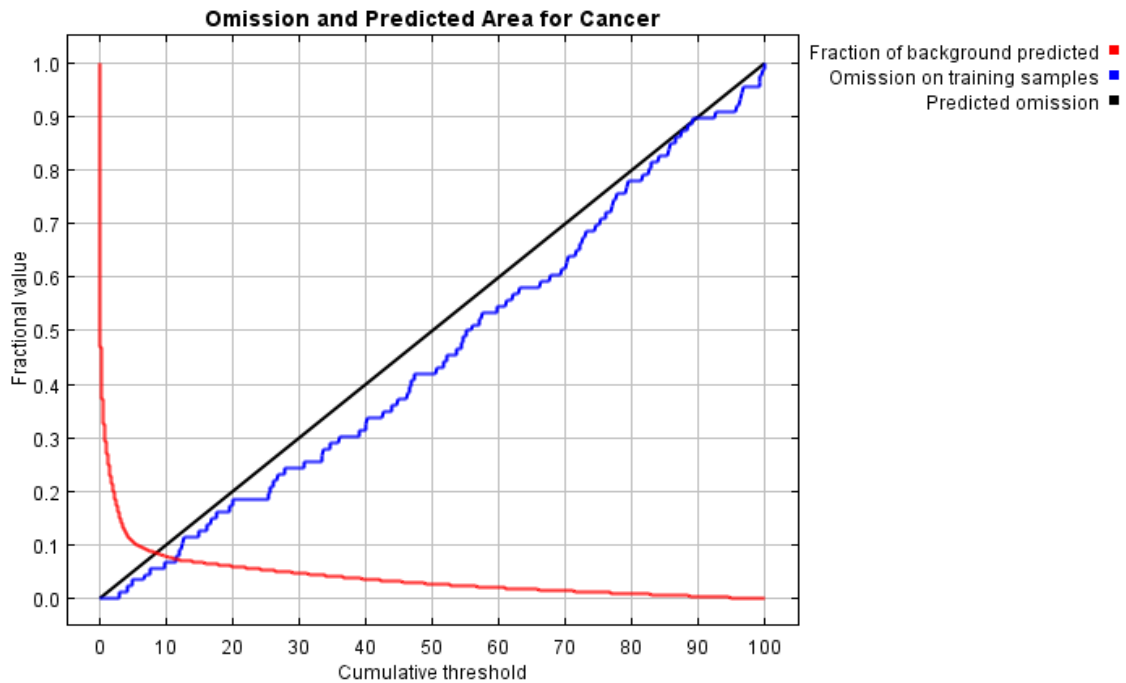


Figura 23. Tasa de omisión y área predicha en función del umbral acumulativo. La tasa de omisión se calcula a partir de los registros de presencia de la especie. La tasa de omisión (línea azul) debe estar cerca de la de omisión prevista (línea negra), debido a la definición del umbral acumulativo.

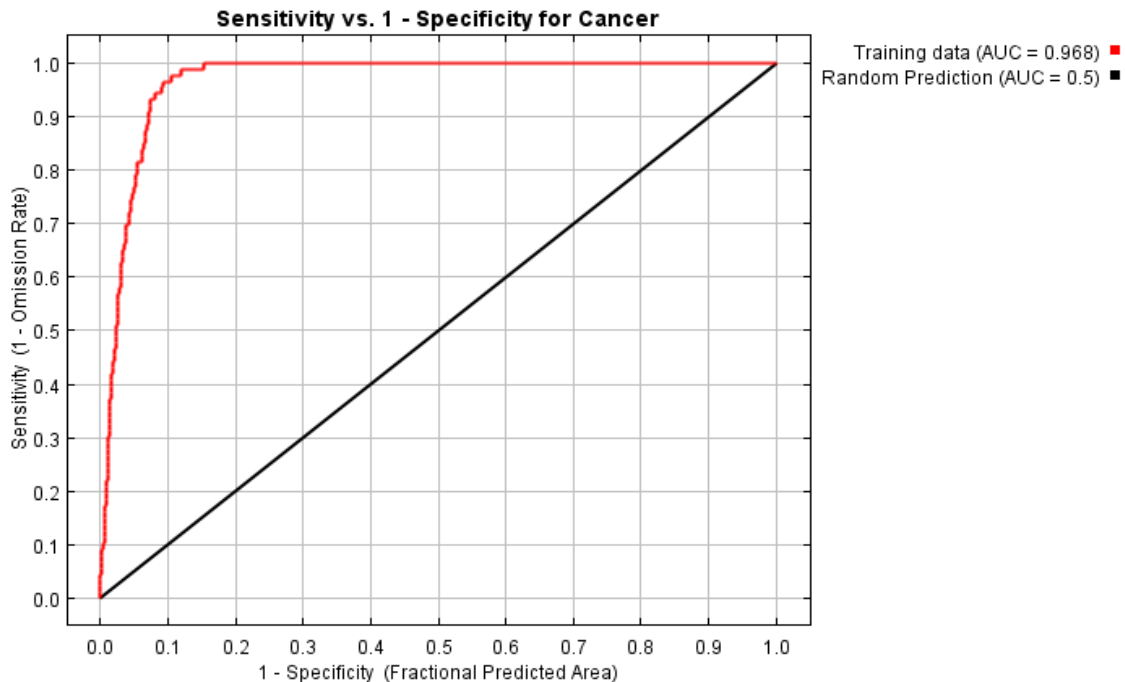


Figura 24. Curva de funcionamiento de los datos. La figura indica sensibilidad y especificidad del buey de mar. La línea negra representa los valores que resultarían de un modelo predictivo aleatorio del hábitat; esto es, sin ninguna capacidad predictiva. Por tanto, cuanto más se aleje la línea roja de la negra, o lo que es lo mismo, cuanto mayor sea el área bajo la curva (AUC, por sus siglas en inglés) y más se aproxime al valor 1, mayor será la capacidad predictiva del modelo.



www.azti.es

azti
tecnalia

Txatxarramendi ugarte 2/g
48395 Sukarrieta (Bizkaia)
Tel: +34 94 657 40 00
Fax: +34 94 657 25 55

Herrera Kalea, Portualdea 2/g
20110 Pasaja (Gipuzkoa)

Parque Tecnológico de Bizkaia
Astondo bidea, Edificio 609,
48160 Derio (Bizkaia)