

2010

**ESTUDIO DE LA PESQUERÍA ARTESANAL
DE CEBO VIVO SOBRE *Katsuwonus pelamis*
EN LOS ARCHIPIÉLAGOS ATLÁNTICOS
HISPANOLUSOS Y GOLFO DE VIZCAYA**



Aarón Trujillo Santana

Aarón Trujillo Santana

ESTUDIO DE LA PESQUERÍA ARTESANAL
DE CEBO VIVO SOBRE *Katsuwonus pelamis* EN
LOS ARCHIPIÉLAGOS ATLÁNTICOS
HISPANOLUSOS Y GOLFO DE VIZCAYA

Aarón Trujillo Santana

Directores: José Juan Castro Hernández, Unai Ganzedo López

Las Palmas de Gran Canaria, 2010



PRÓLOGO

El presente manuscrito corresponde al primer capítulo de lo que hubiera sido la Tesis Doctoral de D. Aarón Trujillo Santana, para lo cuál desarrollo su labor investigadora en el Departamento de Biología de La Universidad de Las Palmas de Gran Canaria entre los años 2006 y 2010. Por motivos ajenos a su voluntad y a la de todos los que compartimos en algún momento su pasión por este trabajo, el mismo quedó inacabado, pudiéndose rescatar de sus archivos lo que ahora se presenta. Es importante remarcar que se trata de un documento sin concluir y que los objetivos fijados en el trabajo original eran más ambiciosos de lo que se refleja en estas páginas. Además, es justo reseñar que el texto que se presenta es un reflejo fiel de los borradores del propio autor y únicamente se ha procedido a corregir errores tipográficos y dotar al mismo de formato adecuado para su presentación.

El trabajo expuesto se centra en el análisis descriptivo de las pesquerías y capturas de *Katsuwonus pelamis* que se ha llevado a cabo en las Islas Canarias desde que se comenzó con su registro. Aunque también se analiza otras áreas de interés como los archipiélagos lusos y el Golfo de Vizcaya. Se hace uso de varias bases de datos y se calculan diferentes parámetros que ayudan al autor a diagnosticar el estado actual de la pesquería y sientan las bases para continuar con el trabajo hacia la aplicación de modelos matemáticos en otros capítulos. La Tesis Doctoral hubiera constando en un principio de dos capítulos más, uno centrado en la descripción de la ruta migratoria de listado entre las tres áreas en estudio y otro en la influencia de la climatología sobre la pesquería.

Por último, destacar que, a parte del objetivo evidente de dar memoria y forma a parte de la investigación desarrollada por el autor, es también nuestro objetivo difundir este trabajo para todo aquél que le pudiera servir de referencia, dando así sentido a la labor investigadora de D. Aarón Trujillo Santana.

Álvaro Sánchez Rodríguez
Febrero, 2012



Aarón Trujillo Santana (2003)

Índice general

DISTRIBUCIÓN Y MIGRACIÓN DEL BONITO-LISTADO	3
Movimiento migratorios del listado	6
SITUACIÓN PESQUERA DEL BONITO-LISTADO	9
Pesquerías en el Atlántico Oriental	10
Pesquerías en el Atlántico Occidental	12
Área de Canarias	12
EL CLIMA Y LA PESCA DEL LISTADO	15
1. INTRODUCCIÓN	23
2. MATERIAL Y MÉTODO	27
2.1. Datos de pesquería de listado	27
2.1.1. Canarias	27
2.1.2. Madeira	30
2.1.3. Azores	30
2.1.4. Golfo de Vizcaya	31
2.2. Análisis anual de los datos	31
2.2.1. Verificación de las series de capturas de ICCAT	32

3. RESULTADOS	33
3.1. Área de Canarias	33
3.1.1. Análisis gráfico	33
3.1.2. Validación de las capturas para el área de Canarias.	66
3.2. Área de Maderia	76
3.3. Área de Azores	79
3.4. Área de del Golfo de Vizcaya	81
4. DISCUSIÓN	83
Referencias	95
Índice de tablas	108
Índice de figuras	111

DISTRIBUCIÓN Y MIGRACIÓN DEL BONITO-LISTADO

El bonito-listado (*Katsuwonus pelamis*) es una especie cosmopolita que habita, generalmente, aguas tropicales y subtropicales de los tres grandes océanos (figura 1). En el Atlántico Oriental su distribución abarca desde Irlanda hasta Sudáfrica (45° N y 40° S), y desde Canadá hasta el norte de Argentina, en el margen occidental de este océano (35° N y 45° S) (ICCAT, 2009). Su mayor abundancia se localiza, durante todo el año, en la región ecuatorial y en los trópicos durante la estación cálida. Estas diferencias latitudinales en ambos lados del Océano Atlántico están relacionadas con los sistemas de afloramiento en Benguela y la Costa Sahariana (ICCAT, 2009), que determinan una concentración de la isoterma límite de distribución del listado en ambos hemisferios de la vertiente oriental, al contrario que en la franja occidental donde se genera la situación opuesta, con el consiguiente incremento de la temperatura oceánica (González-Ramos, 1992). Por otro lado, esta especie está ausente en el Mediterráneo Oriental y en el Mar Negro (Blackburn y Serventy, 1981), posiblemente en relación a su óptimo térmico.

Las agregaciones de esta especie tienden a estar asociadas a zonas de convergencia, límites entre masas de agua templadas y frías, afloramientos y otras discontinuidades hidrográficas (Collette y Nauen, 1983). Los adultos se distribuyen por encima de la termoclina de los 15 °C (Sharp, 1978), llegando a tolerar temperaturas de hasta 30 °C, pero normalmente habitan en aguas superficiales entre 20 y 30 °C (Forsbergh, 1980), aunque sus mayores concentraciones se producen entre los 20 y 24 °C. Su distribución batimétrica oscila entre la superficie y los 260 metros de profundidad durante el día, permaneciendo cerca de la superficie durante la noche. No obstante, sus incursiones hacia aguas profundas se limitan a zonas donde la temperatura no

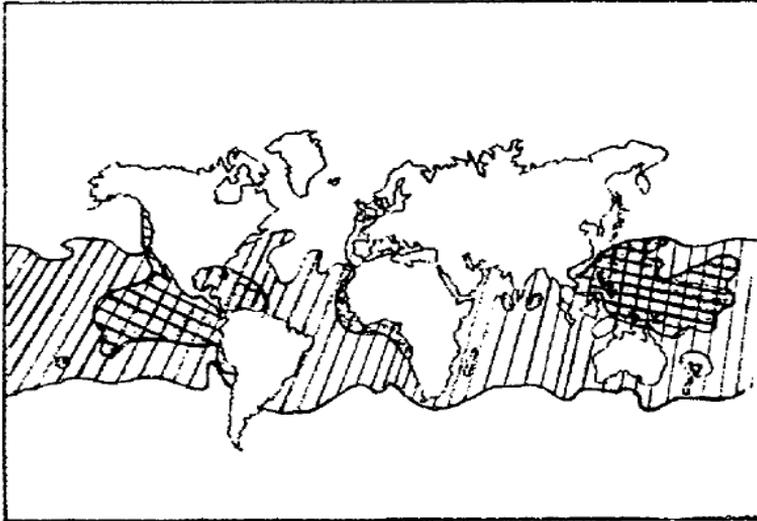


Figura 1.- Distribución mundial de listado (Matsumoto *et al.*, 1984).

sea inferior a 8 °C respecto a la temperatura superficial (Brill *et al.*, 2005). Además, la concentración mínima de oxígeno disuelto no puede ser inferior a 3,0-3,5 ml l-1 (5 ppm) (Barkley *et al.*, 1978; Cayré, 1987; Evans *et al.*, 1981). No hay que olvidar que el bonito-listado es un predador visual, por lo que muestra preferencia por aguas limpias, sin demasiada turbidez (Ramos *et al.*, 1995; Brill y Lutcavage, 2001), aunque Sancristóbal y Sagarminaga (2006) encontraron que, tanto el rabil como el listado, mostraron una preferencia clara hacia zonas de altas concentraciones de clorofila-a por metro cúbico, en primavera y otoño, tanto en el Atlántico como en el Índico. Es posible, por tanto, que este conjunto de requerimientos motive que el listado se encuentre generalmente en aguas superficiales, por encima de la termoclina (Sharp, 1978).

Igualmente, sus larvas se distribuyen mayoritariamente en aguas con temperaturas superiores a los 25 °C (figura 2). Estas se caracterizan por ser meroplanctónicas en los estadios iniciales de su vida, distribuidas en grandes áreas como el Golfo de Guinea y Golfo de México (González-Ramos, 1992). En el Atlántico se observa que las larvas están presentes entre el 25° S y el 30° N en la costa occidental, y entre el 5° S y el 20° N en la parte oriental (Nishikawa *et al.*, 1978; Rudomiotkina, 1986.). No obstante, la distribución de los juveniles de esta

especie es más incierta, ya que los métodos de muestreo se basan principalmente en contenidos estomacales de aves marinas, tñidos de mayor tamaño, peces espada y marlines. Concretamente, en el Atlántico Oriental se estima que la zona de alevinaje se localiza entre 40° N y 30° S (figura 3, González-Ramos (1992)).

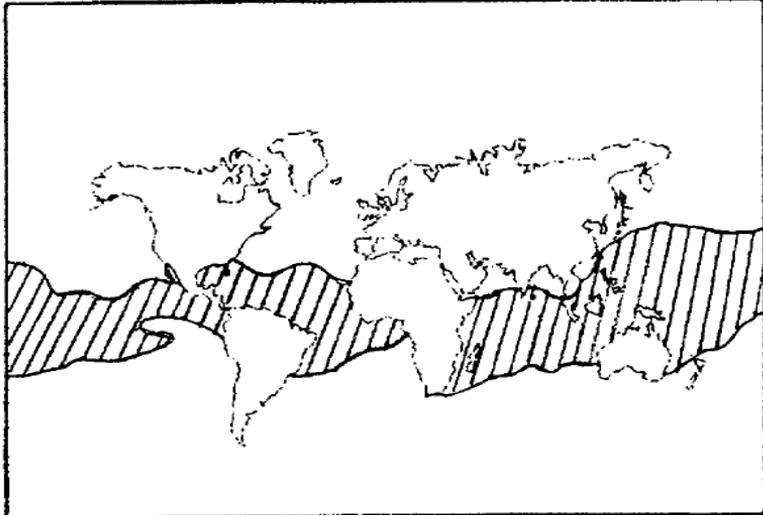


Figura 2.- Distribución mundial de larvas de listado (Matsumoto *et al.*, 1984).

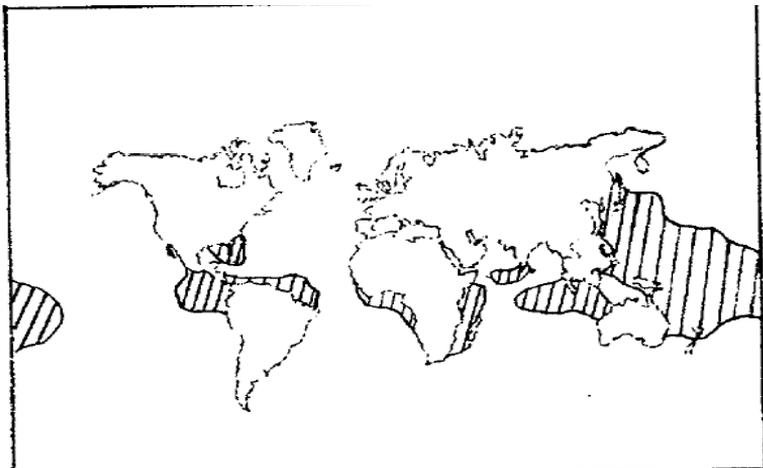


Figura 3.- Distribución mundial de juveniles de listado (Matsumoto *et al.*, 1984).

Movimientos migratorios del listado

Todas las especies de túnidos son migratorias, desplazándose principalmente por motivos tróficos o reproductivos (Fonteneau, 1987; Hilborn y Sibert, 1988; Hampton y Gunn, 1998). Sin embargo, las características fisiológicas que identifican a cada uno de los géneros, y en particular a cada especie, hace que el comportamiento y los patrones migratorios puedan presentar diferencias muy significativas entre ellas, e incluso entre juveniles y adultos de una misma especie (Holland *et al.*, 1992; Dagorn *et al.*, 2000).

En el caso del listado, se sabe que los movimientos de esta especie están condicionados por factores ambientales (temperatura, salinidad, nutrientes, etc.) y por su afinidad a agregarse bajo objetos flotantes de cualquier naturaleza, que concentran bancos mixtos de esta especie y otros túnidos como rabiles juveniles y patudo (Castro *et al.*, 2001; ICCAT, 2009).

En el Pacífico Centro-Occidental estos movimientos migratorios están condicionados por la estación del año, así en invierno, primavera y otoño el listado realiza desplazamientos desde las regiones septentrionales hacia las centrales (Hoyle *et al.*, 2008). Estos movimientos tienden a aumentar en distancia con la edad. Fonteneau *et al.* (2008), a partir de datos de marcado y recaptura, observó que en el Océano Índico esta especie en sólo dos meses puede recorrer 642 millas náuticas, una dispersión mayor que la que presentan especies afines como el patudo y el rabil, lo que muestra su alta tasa de movilidad. Por otro lado, en el Atlántico el patrón migratorio es diferente en la parte occidental que en la oriental, y únicamente se han constatado dos migraciones transatlánticas de este a oeste (ICCAT, 2009) (figura 4). Así, en el Atlántico Oriental, animales entre 35 y 55 cm LF, marcados en la zona ecuatorial africana, en sus seis primeros meses de libertad se desplazaron, siguiendo el perfil de la costa, desde Cabo López (Gabón) hasta Cabo Trois Pointes (Ghana), continuando hasta la altura de Liberia. Otros ejemplares efectuaron un movimiento inverso, desde Cabo Trois Pointes a Cabo López, y pasado seis meses, un número importante de individuos llegó a la zona tropical norte, frente a Senegal, e incluso a Canarias, para regresar más tarde a Liberia y Cabo López (Cayré y Diouf, 1986). Miyabe y Bard (1986) han indicado la existencia de movimientos desde el centro del Golfo de Guinea al sudeste, en

verano (algunos llegando hasta Angola en septiembre), y al noroeste, en octubre (hasta 5° N y 20° O). También algunos ejemplares migran en abril desde la zona ecuatorial y llegan a Dakar (Senegal) y Canarias en julio-agosto. Por otro lado, peces marcados en el área tropical norte (35-60 cm LF), en la zona de Senegal e islas de Cabo Verde, se desplazaron hacia la zona de Liberia durante los seis primeros meses después de su liberación.

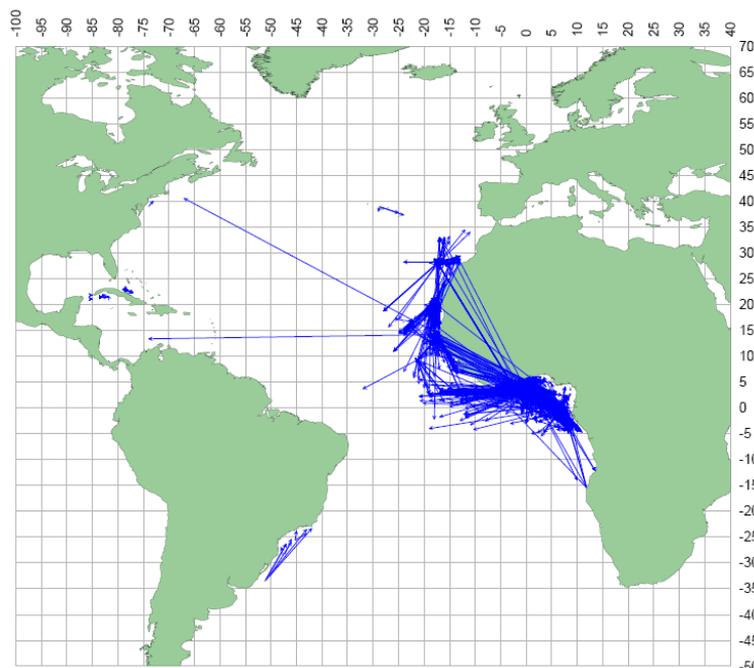


Figura 4 .- Desplazamientos horizontales de listado marcado y recuperados (Secretaría de ICCAT).

Como regla general, el listado en el Atlántico Oriental, una vez alcanzado los 60 cm de LF, presenta diferentes patrones de migración estacional que parecen comenzar en el segundo y terminar en el cuarto trimestre del año. Los de mayor tamaño son los primeros en abandonar las zonas de pesca tras un año aproximadamente (Cayré y Diouf, 1986). En resumen, en el Atlántico Oriental se observan extensos movimientos a lo largo de la geografía costera africana, pero con una zona de acumulación permanente de atunes en el Golfo de Guinea. Estos últimos pueden permanecer en dicha área, desplazarse hacia el sur, o bien, a principios de primavera, trasladarse hacia el norte, apareciendo en aguas de

Canarias en abril-mayo, en Madeira en junio-julio y en Azores en julio-agosto. Posteriormente, en su migración de retorno, desaparecían de Azores en octubre, de Madeira en noviembre y de Canarias en diciembre (Cayré y Farrugio, 1986; Santos-Guerra, 1986; Bard y Antoine, 1986; Miyabe y Bard, 1986; González-Ramos, 1992).

Por ello, ha de considerarse que Canaria supone sólo un lugar de arribo y de paso de esta especie cosmopolita. Es decir, sólo un pequeño punto en medio del Atlántico Nororiental para una especie de tan amplia distribución, aunque no por ello deja de ser un importante lugar de paso en el área. González-Ramos (1992) observó que la aparición estival de esta especie en Canarias se debe a razones tróficas o ambientales, pero en ningún caso reproductivas. Asimismo, este autor también observó que el arribo del listado a aguas del Archipiélago se produce en oleadas por clases de talla, donde los primeros en aparecer son los individuos mayores de 56 cm, confirmando lo expuesto por Cayré y Diouf (1986), y que más tarde migran más hacia aguas de Madeira y Azores. A continuación arriban los ejemplares de entre 49 y 55 cm, que son los que soportan gran parte de la presión pesquera de la flota artesanal de las Islas, por ser el grupo que permanece más tiempo en esta agua durante gran parte de la temporada de pesca. En verano, y con posterioridad a la desaparición del grupo de mayor talla, aparecen en la zona un grupo de individuos de tallas comprendidas entre 37 y 48 cm, que a su vez desaparecen de la pesquería rápidamente, en septiembre. A final de la temporada de pesca, y una vez desaparecido el grupo de 49-55 cm, arriban nuevamente los individuos de mayor talla, o “bonitos de invierno”, como se les llama en la pesquería canaria, como consecuencia de su migración de retorno hacia el sur.

Además, en Canarias, González-Ramos (1992), estudiando la variación existente en las localizaciones de esfuerzo así como de los rendimientos por islas, observó que existe un gradiente de capturas negativo desde las islas más occidentales hacia las más orientales, excepto en agosto donde son muy similares. Esta deriva mesoescalar zonal mensual de rendimientos desde el oeste (La Palma y El Hierro) hacia Gran Canaria primero y posteriormente hacia el este (Lanzarote), se debe, según este autor, a variaciones de las condiciones oceanográficas motivadas fundamentalmente por progresivo calentamiento estacional oeste-este.

SITUACIÓN PESQUERA DEL BONITO-LISTADO

FAO (2009) anunció que la captura mundial de túnidos desembarcada en 2007 estableció un nuevo máximo, con más de 6,4 millones de toneladas, fijando, además, un máximo histórico para el bonito-listado. De este modo, el listado se sitúa entre las 10 especies más pescadas en todo el mundo, ocupando la tercera posición con una captura de 2,5 millones de toneladas, detrás de la anchoveta y el abadejo de Alaska. Sólo en el Atlántico, las capturas de listado fueron cercanas a las 156.300 toneladas, lo que representó un aumento del 8% respecto a la media de los últimos 5 años.

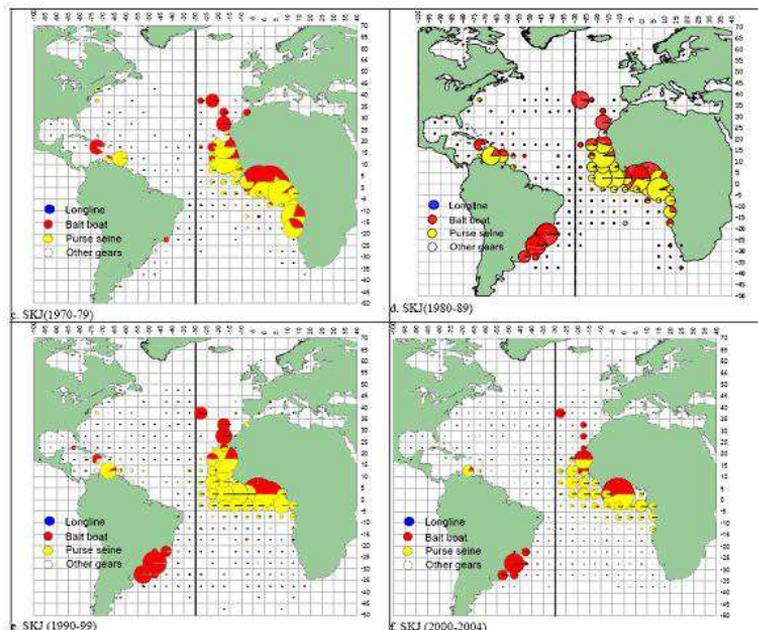


Figura 5.- Distribución geográfica de las capturas de listado agrupadas por arte empleada y por década (Secretaría de ICCAT).

En general, el listado es una especie que se captura con artes superficiales en todo el Atlántico. Por este motivo, en la actualidad, las principales pesquerías en el Atlántico Oriental son efectuadas con artes de cerco, particularmente por flotas de la Unión Europea (UE) (España y Francia), Ghana, Panamá y Antillas Holandesas, así como embarcaciones dedicadas a la pesca con cebo vivo procedentes de Ghana y países de la UE (España, Portugal y Francia). Mientras que en el Atlántico Occidental la principal pesquería es la de cebo vivo de Brasil, seguida por la flota de cerqueros de Venezuela. La distribución geográfica de estas pesquerías se puede observar en la figura 5.

Recientemente, y principalmente por motivos estadísticos, el Comité Permanente de Investigaciones y Estadísticas (SCRS) de ICCAT (Comisión Internacional para la Conservación del atún del Atlántico) ha dividido la población de listado en dos stocks, diferenciados al este y oeste del meridiano de 30° O. Esta división se mantiene a pesar de que en los últimos años las pesquerías de cerco se han extendido hacia el oeste en la franja ecuatorial (ICCAT, 2005), llegando a Brasil. La justificación biológica de separación de ambos stock radica, fundamentalmente, en la existencia de una zona de desove al norte de la pesquería brasileña (20° S), independiente de la zona de desove del stock del Atlántico Oriental, limitada por la corriente que fluye hacia el sur y otras restricciones medioambientales (Anónimo, 2000).

Pesquerías en el Atlántico Oriental

A mediados del siglo XX la pesquería de bonito-listado era de tipo tradicional, efectuada por un tipo de flota muy artesanal que actuaba al cebo vivo en los Archipiélagos de la Macaronesia y Golfo de Guinea, así como en la costa angoleña (González-Ramos, 1992). Sin embargo, el desarrollo de las artes de cerco recibió un fuerte impulso en la segunda mitad de dicho siglo, que en 1968 ya superaban los rendimientos obtenidos por la pesquería de cebo vivo. Los nuevos diseños de buques y artes así como el desarrollo tecnológico de sistemas de ecolocalización y localización de cardúmenes fue tal, que actualmente los rendimientos del arte de cerco casi duplican los efectuados por la flota de cebo vivo, la cual se ha mantenido prácticamente al mismo nivel desde sus inicios, con un tipo de unidades y

actividad que ha cambiado muy poco a lo largo del tiempo.

Las pesquerías de cerco en el Atlántico Oriental se iniciaron a comienzo de la década de 1960, y experimentaron un rápido desarrollo en la década siguiente, como consecuencia de una expansión gradual de la zona de pesca hacia alta mar. A partir de 1991, las flotas de cerqueros que faenaban en el Atlántico Oriental comenzaron a alternar la tradicional captura de rabil y listado en bancos libres con la captura de cardúmenes asociados a objetos flotantes artificiales (ICCAT, 2009). En la década de 1980 la pesquería de listado mostró una considerable disminución, concretamente en 1985, como consecuencia del desplazamiento de la mayor parte de las flotas francesa y española hacia el océano Índico (Anónimo, 2000). Aunque en 1991, volvió a experimentar importantes cambios con la introducción de los objetos flotantes artificiales, que provocó un aumento de la capturabilidad del listado y de la proporción explotada del stock (ICCAT, 2009). Las capturas en 2004 ascendieron a 134.000 toneladas, lo que representó un aumento del 15,8 % respecto a la media de 1999-2003.

Por otro lado, la pesquería de cebo vivo se caracteriza por desarrollarse, durante toda la campaña de pesca, en aguas de Senegal, Mauritania e Islas Canarias (ICCAT, 2009). Esta pesquería en el Atlántico Oriental desde la década de 1980 hasta el 2004, no muestran ninguna tendencia, oscilando entre las 24.000 toneladas de 2002 y las 48.000 toneladas de 1988, con una media para el periodo de 37.000 toneladas anuales (ICCAT, 2009). Aunque se puede observar que ha habido un aumento regular de las capturas de listado de los buques de cebo vivo con base en Senegal (a diferencia de otras especies de túnidos tropicales), resultado del aumento de la capturabilidad relacionado con la adopción de la pesca denominada "banco asociado al buque de cebo vivo", esta tendencia no se observa en todas las áreas, especialmente en Canarias y Azores. No obstante, es importante resaltar el hecho de que una disminución de la abundancia para una fracción local del stock tiene poca repercusión sobre la abundancia en otras zonas, lo que permite suponer que sólo una pequeña proporción de los listados efectúan grandes migraciones entre zonas (lo que se algunos autores denominan noción de viscosidad del stock).

Pesquerías en el Atlántico Occidental

En el Atlántico Occidental la primera pesquería que se desarrolló fue la de cebo vivo, destacando la flota de Brasil por sus capturas. Esto se debe en parte a que la región sur de este país, en virtud de sus características oceanográficas (i.e. marcada termoclina a 50 metros de profundidad) y de la presencia del listado casi todo el año, aunque con una mayor abundancia en los meses de verano, pero es una zona de alta vulnerabilidad potencial a la pesca de superficie del listado (Anónimo, 2000). Según Gaertner y Gaertner-Medina (1988), debido a los problemas de capturabilidad originados por la profundidad de la termoclina, oxyclina, etc., los cerqueros venezolanos utilizan a menudo los servicios de los cañeros (que utilizan cebo vivo) para mantener los cardúmenes en superficie, consiguiendo así que el número de lances nulos disminuyan de manera considerable.

Las capturas en el área muestran fluctuaciones que se sitúan entre 16.200 (1978) y 26.500 toneladas (1997), aunque parecen haberse estabilizados por encima de 20.000 toneladas entre 1996-2004. Las capturas muestran una gran variabilidad según las estaciones, con los niveles más altos en verano y más bajo en invierno.

Área de Canarias

La actividad atunera en general, y de listado en particular, en el Archipiélago Canario data de varios siglos, pero no fue hasta el último cuarto del siglo XX, con la introducción de las técnicas de pesca con cebo vivo, cuando comenzó a desarrollarse de forma comercial. Sin embargo, este tipo de pesquería se podría clasificar como puramente artesanal, puesto que si bien la infraestructura y el volumen de capturas han aumentado, la actividad propiamente dicha no ha cambiado mucho en lo que a tecnología pesquera se refiere (González-Ramos, 1992). El desarrollo más importante ha tenido lugar en los últimos cuarenta años, cuando se pasó de los 303 barcos de 1974 a 485 en 1987 (González-Ramos, 1992). Este aumento en el número de barcos ha ido acompañado de un aumento del esfuerzo pesquero, medio como capacidad de transporte, así como de las infraestructuras en tierra que facilitan la conservación, exportación y

comercialización (Bas *et al.*, 1995). Sin embargo, después de este máximo de crecimiento de la flota, ésta sufrió una importante regresión (307 barcos en 2008), debido a la menor abundancia de los stocks disponibles, así como a las dificultades del mercado asociada a la pesca artesanal, en general, en las Islas.

Las zonas de pesca de la flota artesanal canaria está ceñida a dos tipos de área (González-Ramos, 1992). La primera, se realiza por la flota de bajura (barcos de menos de 50 TBR) y se desarrolla en las aguas costeras del Archipiélago (13° - 19° O y 27° - 30° N). En este caso, los núcleos pesqueros más importantes se distribuyen por todas las islas, particularmente al suroeste de las mismas (Bas *et al.*, 1995). Por otra parte, parte de la pesca se desarrolla en un área geográfica mucho más amplia y alejada del Archipiélago (13° - 19° O y 15° - 30° N), por parte de embarcaciones de mayor porte y poder de pesca (>50 TRB), que configuran lo que podríamos denominar flota de altura, de carácter más industrial y con campañas de pesca (mareas) de una semana de duración aproximadamente. En este caso, según González-Ramos (1992) , existen cuatro núcleos de actividad centrados en Senegal (15° N), Cabo Blanco (20° N), costa Sahariana (25° N) y las aguas más orientales del Archipiélago, cerca de la plataforma africana (este de Lanzarote). De estas zonas, el área de Cabo Blanco parece ser la más productiva, con rendimientos más altos, seguida por la costa Sahariana cuya mayor productividad tiene lugar en agosto y septiembre. Esta fracción de la flota de pesca tiene su puerto base fundamentalmente en el Puerto de Arrecife, en Lanzarote.

Por regla general, la pesquería de túnidos en el área de Canarias se lleva a cabo por medio de la modalidad de cebo vivo (caña, sedal y anzuelo) para las especies de hábitos superficiales, como es el caso del bonito listado, o mediante el uso de liñas (sedal y anzuelo) para captura de especies de hábitos más profundos (González-Ramos, 1992). En ambos caso, el cebo que se utiliza presenta unas dimensiones entre 6 y 15 cm, dependiendo de la especie a pescar, destacando por su frecuencia de uso la caballa (*Scomber japonicus*), gualde blanco (*Atherina presbyter*), boga (*Boops boops*) y sardinas (*Sardinella aurita* y *S. maderensis*). Este cebo se captura en horas de madrugada con un arte de cerco (traíña) de menor tamaño que el usado en la pesca comercial de especies pelágico costeras. Una vez capturado se mantiene en unos depósitos, o tanques, generalmente intraborda, de varios metros cúbicos (dependiendo del barco), dispuestos en el centro del

buque, y con un sistema permanente de circulación de agua abierto. En algunos casos, especialmente en barco pequeños, el cebo se suele mantener en cestas de mimbre que se mantienen semisumergidas, unidas a la banda del barco, o dentro de pandorgas también unidas a la banda. Este último caso se utiliza más para mantener el cebo vivo cuando el barco va a permanecer muchas horas atracado en puerto, a la espera de una reparación, mejora de las condiciones climáticas, etc. (Bas *et al.*, 1995).

Ya en el caladero, este método requiere que los pescadores se dediquen a cebar el atún (Rodríguez-Alfaro, 2009), al tiempo que rocían la superficie del mar con una especie de lluvia generada con un sistema de aspersión dispuesto a lo largo de la borda operativa. Según González-Ramos (1992), este sistema tiene 4 funciones principales: (i) impedir que el túnido vea el barco y el movimiento de los pescadores en su cubierta; (ii) simular la perturbación generada por un cardumen de atunes alimentándose, actuando como un factor de atracción y concentración en torno al barco; (iii) aumentar la voracidad y el frenesí por el alimento de estas especies, utilizando cebo en un rango de tallas hacia el que el túnido siente una gran afinidad; y (iv) evitar que el pez vea el anzuelo. No obstante, este último efecto es muy discutible ya que los pescadores en determinadas ocasiones utilizan los anzuelos sin cebo, limpios, ya que debido al frenesí de los atunes, estos atacan incluso a los anzuelos por su brillo metálico.

EL CLIMA Y LA PESCA DEL LISTADO

En la actualidad existe un incremento en el interés por conocer cuales son las consecuencias que el cambio climático produce sobre la producción pesquera y el estado de los ecosistemas marinos y terrestres. Diferentes autores han comprobado que los cambios en los ecosistemas marinos, como pueden ser variaciones en la distribución de peces y plancton, son particularmente asombrosos porque son mucho más rápidos que los ocurridos en la flora y fauna terrestre (Cushing, 1982; Beare *et al.*, 2002; Beaugrand *et al.*, 2002; Parmesan y Yohe, 2003; Rosenzweig *et al.*, 2007).

El cambio climático supone una amenaza compleja para la sostenibilidad de la pesca, e incluso para el desarrollo de la acuicultura. La variabilidad de las poblaciones de peces y de la actividad pesquera está claramente relacionada con el tiempo y la dinámica climática (Ganzedo-López, 2009). Sus repercusiones se producen como resultado del calentamiento global a escala planetaria, provocando una diferencia térmica entre la tierra y los océanos, y entre las regiones polares y las tropicales que desencadena una serie de cambios físicos y químicos, que afectan a la intensidad, frecuencia y estacionalidad de los patrones climáticos (por ejemplo, el fenómeno de la oscilación meridional El Niño - ENSO) (Lehodey *et al.*, 2006; FAO, 2009), y de ciertos fenómenos meteorológicos extremos (por ejemplo: sequías, incendios, tormentas y huracanes), y por tanto, a la estabilidad de los recursos marinos (FAO, 2009; Ganzedo-López, 2009), y a los tónidos en particular (Ganzedo-López, 2005; Ganzedo-López, 2009).

En lo que respecta a las repercusiones físicas y biológicas, el cambio climático está modificando la distribución de las especies marinas y de agua dulce (Caballero-Alfonso *et al.*, 2010; FAO, 2009). Estas repercusiones provocarían cambios en las comunidades que dependen de la pesca, y/o de la acuicultura, tan diversos como los propios cambios. En general, la intensidad de estas

consecuencias dependerá de la vulnerabilidad de cada comunidad, que a su vez está relacionada con la sensibilidad y grado de exposición de la comunidad al cambio climático. El cambio climático tiene un efecto directo e indirecto sobre los stocks de peces (Caballero-Alfonso *et al.*, 2010). Los efectos directos actúan sobre la fisiología, tasa de desarrollo, reproducción, comportamiento y supervivencia de larvas, de juveniles y adultos. Mientras que los indirectos alteran la productividad, estructura y composición de los ecosistemas marinos y provocan cambios en la abundancia de competidores, predadores y patógenos y alimentos (Brander, 2009). Sin embargo, muchos otros factores como la pesca, interacciones biológicas y factores ambientales no climáticos pueden desencadenar efectos similares. Estos efectos directos o indirectos del clima sobre la pesca se deben a que el cambio climático provoca modificaciones en determinados parámetros físico-químico, como la temperatura, vientos, mezcla vertical, salinidad, oxígeno, pH y otros (Brander, 2009), que alteran el ecosistema marino. Las pesquerías situadas en latitudes elevadas y las que dependen de sistemas especialmente sensibles al cambio climático, como los afloramientos o arrecifes de coral, parecen ser las que tiene una mayor posibilidad de exposición a estas repercusiones. Además las comunidades pesqueras situadas en deltas o en atolones de coral, y en zonas costeras dominadas por el hielo, serán en particular vulnerables al aumento del nivel del mar y los consiguientes riesgos de inundaciones, intrusión salina y erosión de la costa. Un claro efecto de estas repercusiones se puede observar en las especies de aguas más cálidas, las cuales están siendo desplazadas hacia los polos y experimentando cambios en el tamaño de su hábitat y productividad (Caballero-Alfonso *et al.*, 2010; FAO, 2009). (FAO, 2009) estima que en un mundo con una temperatura más alta, es probable que la productividad de los ecosistemas se reduzca en las zonas de menos latitud y que aumente en los lugares de latitud elevada. El aumento de las temperaturas afectará también a los procesos fisiológicos de los peces, dando lugar a efectos tanto positivos como negativos sobre las pesquerías y los sistemas de acuicultura.

Antes de entrar a definir los posibles efectos que puede tener el cambio climático sobre los diferentes stock de peces, debemos tener claro una par de conceptos, como pueden ser “cambio climático” y “variabilidad climática” (Brander, 2009): (i) se entiende por variabilidad climática los cambios en la temperatura, campo de vientos, ciclos hidrológicos, etc, a escala anual o decadal,

mientras que (ii) el cambio climático son los cambios a largo plazo de los valores medios de los parámetros ambientales (i.e. temperatura, etc.) (Ganzedo-López, 2009).

Los cambios climáticos y la variabilidad climática ha ocurrido durante toda la historia, y los sistemas naturales han desarrollado una capacidad de adaptación que podrían ayudar a mitigar el impacto de futuros cambios. Sin embargo, existen dos factores que limitan esta capacidad de adaptación futura que son, por un lado, la más rápida tasa del “futuro” cambio climático respecto a los cambios acontecidos previamente y, por otro lado, que la capacidad de adaptación de las especies y sistemas están siendo comprometidas por varias presiones, incluyendo la pesca (Planque *et al.*, 2009), pérdida de la biodiversidad (incluyendo diversidad genética), destrucción del hábitat, contaminación, introducción e invasión de especies y patógenos (Hernández-López, 2009).

Según esto, podemos distinguir dos tipos factores que afectan o provocan el cambio climático, por un lado el factor natural y por otro lado, el antropogénico (Brander, 2009). Cambios en la física y química ambiental ocurren naturalmente en ciclos diarios, estaciones, e incluso mayores, que pueden ser relacionados con el movimiento planetario (Ganzedo-López, 2009). Un ejemplo de variabilidad natural son los picos mensuales de viento o años de alta humedad. Mientras que el factor antropogénico del cambio climático produce un efecto mayor y más inmediato, teniendo influencia directa en la probabilidad de apariciones de eventos extremos (inundaciones, precipitaciones, sequías,...) (IPCC, 2003) y se caracteriza por ser acumulable. Y, como consecuencia de este factor antropogénico, se estima que los eventos de calor extremo, olas de calor, y precipitaciones extremas van a continuar siendo más frecuentes (IPCC, 2007). El clima oceánico es variable y esta mostrando episodios de calentamiento previos, más notables desde la mitad de la década de 1920 hasta la década de 1960 en el Atlántico Norte (Jensen, 1993). El cambio de especies y ecosistemas que tuvieron lugar son muy similares a los que están habiendo ahora y esos periodos cálidos del pasado pueden ser tomadas como análogos. Sin embargo, los periodos cálidos durante la década de 1920 son un claro ejemplos de variabilidad climática natural, mientras que la se esta viviendo en la actualidad muestra una clara influencia antropogénica, por lo que no se espera que tenga la misma tendencia ni límites. La tendencia podría no suavizarse y podría continuar aumentando la variabilidad

interanual y decadal (Sutton y Hodson, 2005; Smith *et al.*, 2007). La variabilidad decadal en el clima oceánico es la mayor causa de los cambios de régimen (King, 2005), provocando que las interacciones biológicas que ocurren en las grandes áreas cambien, rápida y totalmente, a un estado diferente (alteración de especies dominantes, producción y estacionalidad). Conocer el mecanismo por el cual el cambio climático puede afectar a los ecosistemas marinos y las pesquerías, tanto a escala temporales de décadas, como en intervalos más cortos, es esencial para predecir su impacto sobre los mismos. Por ello, desde hace unos años, un tema de investigación importante es estudiar el efecto de la variabilidad climática sobre el reclutamiento, con relación a los cambios de régimen y cambios de distribución.

En escalas temporales cortas (inferiores a 10 años) el cambio climático antropogénico añade sólo un pequeño incremento comparado con la variabilidad natural. Por ejemplo la variabilidad interanual de la temperatura superficial (conocida por sus siglas inglesas SST) del mar del Norte es alrededor de 2-3 °C, mientras que se espera que el incremento anual antropogénico de la temperatura sea del orden de 0,02 °C (IPCC, 2007). Sin embargo, aunque la tasa, año a año, del cambio climático antropogénico pueda ser lenta, esta es mucho más rápida en comparación con las fluctuaciones naturales y los valores acumulados alcanzan cuantías muy diferentes a las del estado natural. Si consideramos una escala temporal corta, entre 1 y 5 años, el impacto antropogénico medio es debido a niveles de sobreexplotación, degradación o pérdida de hábitat costera, contaminación, introducción de especies exóticas y por efectos no deseados de la acuicultura. Por otro lado, si consideramos una escala temporal media (5-25 años) observamos que existe un lapso de varias generaciones para las mayorías de las especies y son, por tanto, relevantes para el desarrollo policial de los planes de gestión para recuperar los stocks y garantizar la sostenibilidad del recurso. El papel del efecto del cambio climático a estas escalas puede ser crítico (Ganzedo-López, 2009). Mientras que si estudiamos las pesquerías a escalas temporales largas (superior a 26 años) el efecto del clima puede ser significativo y muy incierto.

A modo de ejemplo, la población de anchoa y sardina del Sur de Benguela ha desarrollado una novedosa estrategia reproductiva que esta fuertemente relacionada con la dinámica estacional del mayor proceso ambiental del área. La característica principal de la estrategia pesquera es la separación espacial entre

los reproductores y los recién nacidos (Lehodey *et al.*, 2006). Mientras que las poblaciones de sardina y anchoveta de Perú-Chile están fuertemente afectadas por la variabilidad interanual del ENSO, ya que la variabilidad climática a escala decadal provoca una alternancia entre periodos favorables para la sardina y desfavorables para la anchoveta y viceversa. Los eventos Niños son los periodos favorables para las sardinias, ya que afecta mucho a la anchoveta (Lehodey *et al.*, 2006). Otro ejemplo de una pesquería afectada por la variabilidad climática es el caso de los salmones del Pacífico, ya que fluctuaciones decadales en la población han sido relacionadas con los cambios climáticos ocurridos en el Pacífico norte (Beamish y Bouillon, 1993), con el índice de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) y con varios índices relacionados con el sistema de bajas presiones de las Aleutianas. Además cambios físicos asociados con el PDO han sido relacionados con grandes y drásticos cambios en la biota del Pacífico Norte, incluyendo a los peces bentónicos (Hare y Mantua, 2000).

Las poblaciones de bacalao del Atlántico Norte son otro ejemplo de pesquería influenciada por el clima, esta concretamente esta relacionada con el índice de la Oscilación del Atlántico Norte (más por NAO en sus siglas inglesas), patrón climático que explica aproximadamente el 50 % de la varianza de la mayoría de las variables físicas locales (viento, temperatura del aire, extensión de hielo, media anual de la temperatura subsuperficial, etc.) del Mar de Labrador (Drinkwater y Mountain, 1997) y del Mar de Barents (Ottersen y Chr, 2001). Sirabella *et al.* (2001), a través de una análisis de componentes principales y de análisis de correlaciones canónicas, demostró que la fase positiva del índice NAO coincidían con periodos de altas temperaturas, condición que era desfavorable para el reclutamiento del bacalao del Mar del Norte. Por otro lado, cambios a largo plazo en el fitoplancton también influyen en el reclutamiento del bacalao, y que, en el Atlántico Norte, está bajo la influencia de la NAO (Edwards *et al.*, 2001).

Asimismo, la pesquería de arenque está favorecida por periodos fríos durante los que se extienden más hacia el oeste, mientras que, durante los mismos, la sardina se restringe al área al oeste del Cornwall. Por ello, durante el periodo de frío extremo conocido como la “Pequeña edad de hielo”, en la segunda mitad del siglo XVII (Fagan, 2000), la sardina fue muy escasa, mientras que el arenque muy abundante. La sardina es más abundante en periodos cálidos, durante los cuales el arenque disminuye en el área más al sur de su distribución (Lehodey *et al.*,

2006). Estas fluctuaciones se han asociado con cambios en la cobertura de hielo en Islandia (Beverton y Lee, 1965). Otro claro ejemplo de alternancia de especies es el que encontramos entre la sardina y la anchoa, donde la sardina es más abundante en periodos cálidos, como ocurrió por ejemplo durante el “Periodo Cálido Medieval” (entre los años 800 y 1250 d.C.) (Fagan, 2000), mientras que la anchoa es más abundante en periodos fríos como ocurrió por ejemplo durante la “Pequeña edad de hielo” (1640-1715 d.C.). Estimándose que el periodo temporal de expansión u contracción de las poblaciones de sardina es del orden de 50-60 años y de aproximadamente 30 años para la anchoa (Lehodey *et al.*, 2006).

Otro gran grupo de peces que se ven influenciado por la variabilidad climática son los túnidos, afectando principalmente a su dinámica de poblaciones (Lehodey, 2001; Lehodey *et al.*, 2003, 2006; Ganzedo-López, 2009) y migraciones (Ottersen y Chr, 2001). Por ejemplo, las capturas de listado (*Katsuwonus pelamis*), rabil (*Thunnus albacores*) y otras especies de túnidos como el albacora (*T. alalunga*), están gobernadas por la variabilidad en la producción primaria y la localización de hábitat sostenibles para los reproductores y adultos. Esta relación clima-túnidos se observa entre las capturas y su distribución con las variaciones en el índice ENSO. Los atunes tropicales (listado y rabil) muestran más altos niveles de reclutamiento durante fases positivas de El Niño (ENSO), mientras que las especies subtropicales (albacora) muestran un efecto contrario, es decir, un bajo reclutamiento en fases positivas de El Niño y, por tanto, un más alto nivel de reclutamiento en fases de La Niña, durante la cual las especies tropicales muestran un bajo reclutamiento (Lehodey, 2001; Lehodey *et al.*, 2003, 2006; Brander, 2009). Existen modelos de simulación que reproducen que el reclutamiento del listado y rabil aumentan simultáneamente en el Pacífico Central y Occidental durante los eventos positivos de El Niño, como resultado de cuatro mecanismos: (i) extensión de la masa de agua cálida más al este, (ii) aumento del alimento disponible para las larvas de atunes, (iii) condiciones de baja predación larvaria para los atunes, y (iv) retención de las larvas en áreas favorables como resultado de las corrientes oceánicas, dándose una situación opuesta durante la fase de La Niña (Lehodey *et al.*, 2006). Además, (Lehodey *et al.*, 2003) también observaron que las poblaciones de los atunes en el Pacífico Tropical están fuertemente influenciadas por el ENSO. Los mayores movimientos de los atunes en el Pacífico Central Occidental Ecuatorial están correlacionados con la posición de la “Zona de Convergencia Oceánica”

donde el agua cálida se encuentra con la fría, extendiéndose una masa de agua rica en recursos desde el Pacífico Oriental. Esta zona de convergencia cambia de este a oeste (en algunos casos 4.000 Km. en 6 meses) en función de las condiciones pasadas del ENSO.

Otro ejemplo del efecto de la variabilidad climática en los túnidos es el que ha tenido lugar históricamente en el atún rojo (*Thunnus thynnus*), población que muestra evidencias de fluctuaciones dramáticas en el Mediterráneo y el Atlántico Oriental (Ravier y Fromentin, 2001, 2004; Ganzedo-López, 2009). Estas variaciones, más o menos cíclicas, parecen tener su origen en los cambios de la temperatura del agua del mar, ocasionados como consecuencia de variaciones en la actividad solar, gases invernadero, etc., lo que condiciona de forma importante la reproducción de esta especie y la viabilidad del reclutamiento durante los periodos más fríos (Ganzedo-López, 2009; Ganzedo-López, 2005).

1 INTRODUCCIÓN

En el Atlántico Norte, el bonito-listado (*Katsuwonus pelamis*) es capturado en su mayoría por flotas que operan con artes de cerco o al cebo vivo. Así, en la actualidad, las flotas dedicadas a la pesca de esta especie con cerco pertenecen principalmente a países de la Unión Europea (principalmente Francia y España), Ghana, Venezuela, Brasil y un grupo heterogéneo de pequeños países (Belice, Guinea, Antillas Holandesas, Panamá, Malta, Marruecos, San Vicente y Vanuatu) algunos de los cuales son utilizados como bandera de conveniencia por flotas originarias de terceros países, principalmente asiáticos. Por otro lado, los países con flotas dedicadas a la pesca con cebo vivo más relevantes en el Atlántico son también miembros de la Unión Europea (Francia, España y Portugal), además de Ghana y Brasil (ICCAT, 2009).

Desde principios de la década de 1990 se han producido diversos cambios en las pesquerías de listado (por ejemplo la utilización de los Dispositivos de Concentración de Peces, o FADs según su siglas inglesas -Castro *et al.* (2001)-, así como la expansión de la zona de pesca hacia el Oeste) que han dando lugar a un aumento de la capturabilidad de esta especie y de la fracción que se explota del stock, y elevado las capturas atlánticas hasta las 142.200 Tm obtenidas en 2006. De estas, el 81,4% han sido pescadas en el Atlántico Oriental, y el resto en la vertiente oeste de dicho océano. Este nivel de capturas, que se ha mantenido relativamente estable en los últimos once años, es sin embargo notablemente inferior al registrado en 1991 y 1993, cuando se alcanzó lo que parece ser el techo de capturas, hasta el momento, para esta pesquería (aproximadamente 200 mil Tm.). En este cómputo global, la contribución de las flotas de cebo vivo, aunque inferior, no es irrelevante ya que se situó en 64.924 Tm. en el 2006 (45,6% del total obtenido en el Atlántico), con una muy alta implantación en la parte oriental

de este océano, donde las flotas de Ghana, Senegal y las artesanales con base en las islas Canarias, Madeira y Azores desembarcaron 41.175 Tm ese mismo año (Chassot *et al.*, 2009).

En los Archipiélago hispanolusos del Atlántico Centro Oriental, la pesca de túnidos representa una de las fuentes de ingresos más importante de esta industria, donde el listado es la especie más representativa por su destacada contribución a la captura total, particularmente en Canarias (Bas *et al.*, 1995). De este modo, las capturas de túnidos representaron, en 2004, el 76,24 % de los desembarcos totales realizados por la flota artesanal canaria, con 5.851 Tm. aproximadamente el 37 % de las capturas de la flota con base en Madeira (unas 4.000 Tm), y el 18.2 % de los registros de pescas de Azores (5.200 Tm).

La actividad pesquera orientada a la captura de túnidos en general, y al listado en particular, en Canarias, Madeira y Azores y el área de acción de la flota española en el Golfo de Vizcaya, se puede clasificar como puramente artesanal (Cort, 1994; Bas *et al.*, 1995). No obstante, es necesario destacar que el listado es una especie minoritaria, por no decir anecdótica, en las capturas obtenidas en el Cantábrico, al menos antes de 1995, ya que no se cita en los estudios de pesqueros realizados en dicha zona (López Losa, 2001). En todo el conjunto geográfico descrito, aunque se realizan algunas capturas con curricán o cacea, esta pesca se realiza mayormente por el método del cebo vivo, que consta de caña, sedal y anzuelo, y utilizando para atraer a los atunes pequeños peces vivos a modo de cebo (Rodríguez-Alfaro, 2009). Este cebo suele ser, por su abundancia y facilidad de captura en aguas costeras, principalmente especies pelágico-costeras, tales como caballa (*Scomber colias*), gualde blanco (*Atherina presbyter*), boga (Boops boops), chicharro (*Trachurus spp.*) y en menor medida sardinas (*Sardinella aurita* y *S. maderensis*), etc. (Rodríguez-Marín *et al.*, 2003), capturas en horas de la madrugada con un arte de cerco (traíña) de menor tamaño que el usado en la pesquería comercial de especies pelágicos costeras. Una vez capturadas, estas son mantenidas vivas en depósitos, o tanques, generalmente intraborda, de varios metros cúbicos (dependiendo del barco), dispuesto en el centro del buque, y con un sistema de circulación de agua abierto y de forma permanente (González-Ramos, 1992; Castro, 1995).

En el caso concreto de Canarias, la zona de pesca de la flota artesanal que

utiliza estas islas como base está ceñida a dos áreas (González-Ramos, 1992). La primera se desarrolla en las aguas costeras del Archipiélago (27° - 30° N y 13° - 19° O), donde los principales núcleos pesqueros se distribuyen por todas las islas particularmente al suroeste de las mismas. A este caladero se circunscribe lo que se conoce como flota de bajura, compuesta por barcos de menos de 50 TRB que son generalmente de tipo polivalente, y que combina la pesca de túnidos con la de especies bento-demersales con nasas (Castro, 1995). La segunda área de pesca se desarrolla en un área geográfica más amplia y alejada del Archipiélago (15° - 30° N y 13° - 19° O) por parte de embarcaciones de mayor porte y poder de pesca (más de TRB), que configuran lo que González-Ramos (1992) denomina flota de altura, de carácter más industrial y con campañas de pesca (mareas) de una semana de duración aproximadamente. Esta parte de la flota suele tener el puerto de Arrecife, en Lanzarote, como principal punto de avituallamiento y descarga. En el caso de Madeira la pesca de túnidos se produce dentro de su Zona Económica Exclusiva (ZEE), concretamente entre los 30° - 35° N y 15° - 20° O. Mientras que la zona de pesca de la flota de Azores esta ceñida a varias áreas, por un lado la que se desarrolla dentro de la ZEE del Archipiélago, ejercida por la flota artesanal de menor tamaño, y por otro lado, la que se practica fuera de la misma y que es llevada a cabo por una flota de mayor porte y poder de pesca, y que tiene lugar en las proximidades de Madeira (30° - 35° N y 10° - 20° O) y en el área comprendida entre Azores y la Costa Portuguesa (35° - 40° N y 5° - 20° O). Por último, en el Cantábrico la pesca de túnidos se desarrolla -ver Cort (1994)-, entre la Costa Francesa y los 10° O, por la flota artesanal de los diversos puertos, principalmente de Euskadi, Cantabria y Galicia (Rodríguez-Marín *et al.*, 2003).

Teniendo en cuenta que en todas las áreas descritas, aunque quizás con la excepción del Cantábrico, el bonito-listado es una especie objetivo importante, ya que históricamente representa el grueso de las capturas de túnidos relizadas en el área (Bas *et al.*, 1995; Gouveia y Mejuto, 2003); se plantea como eje central del presente capítulo el análisis descriptivo de las capturas de listado (*Katsuwonus pelamis*), y su evolución temporal a lo largo de las últimas tres décadas, en el área de acción de las flotas de pesca de cebo vivo con base en los archipiélagos de Canarias, Madeira y Azores y en el suroeste del Golfo de Vizcaya.

2 MATERIAL Y MÉTODO

2.1. Datos de pesquería de listado

Se dispone de diversas series de datos de captura mensual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenidos por la flota de cebo vivo de España y Portugal en Canarias, Madeira, Azores y Mar Cantábrico (Golfo de Vizcaya), procedentes, dependiendo de cada una de las regiones, de varias fuentes de información:

2.1.1. Canarias

Los datos han sido recopilados a partir de 3 fuentes distintas: (i) registros de capturas de varias cofradías de pescadores ubicadas en cuatro de las Islas Canarias (figura 2.1), (ii) las estadísticas oficiales de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias y (iii) las bases de datos de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT). A partir de la primera de éstas fuentes también ha sido posible reconstruir una serie de datos de esfuerzo de pesca desarrollado por la flota artesanal Canaria de cebo vivo durante 1975-2008.

- **Cofradía de Pescadores**

Se analizaron datos procedentes de cuatro Cofradías de Pescadores (tabla 2.1), de las cuales se obtuvieron información referente a los desembarcos realizados en sus puntos de descarga. Las capturas (en toneladas) fueron obtenidas a partir de datos consignados en los registros de primera venta, tal y como obliga la legislación actualmente vigente en Canarias. Por otro lado, el valor del esfuerzo fue contabilizado como el número de jornadas de pesca mensual realizadas por la flota (en número de

MATERIAL Y MÉTODO

salidas por barco) aunque este valor está posiblemente minusvalorado ya que sólo existe constancia de las jornadas que fueron positivas y obtuvieron captura de listado. No obstante, en la serie de esfuerzo configurada a partir de los datos procedentes de la cofradía de pescadores de La Restinga (El Hierro) ha sido posible incluir en la medida de esfuerzo no sólo el número de jornadas de pesca en los que se realizaron captura de listado, sino todas aquellas en las que la flota obtuvo captura de otras especies de túnidos. De este modo, se considera que esta última serie presenta una mayor aproximación al esfuerzo real desplegado por esta fracción de la flota, aunque sigue siendo imprecisa al no incluir las jornadas de pesca nulas. La temporalidad de los datos de esfuerzo es la misma que la existente en los datos de captura, excepto en las series pertenecientes a las cofradías de pescadores de La Restinga y de Tazacorte (La Palma) donde ha sido necesario excluir algunos años de datos. En el caso de La Restinga sólo se dispuso de datos de esfuerzo a partir de 1987, mientras que en Tazacorte se eliminaron los datos de esfuerzo correspondientes al año 1986 debido a la existencia de un error en su cómputo. Por último, los datos de CPUE fueron el resultado de dividir las capturas entre las correspondientes jornadas de pesca efectuadas.

Tabla 2.1. - Nombre e Isla de la Cofradía de Pescadores que han facilitado los datos sobre la pesquería de listado y temporalidad de los mismos.

Cofradía	Isla	Temporalidad	Fuente
La Restinga	El Hierro	Mensual, 1981 - 2008	Carmelo Dorta
Tazacorte	La Palma	Mensual, 1980 - 2005	Palmamar
Mogán	Gran Canaria	Mensual, 1980 - 2005	Miguel A. Delgado
Arrecife	Lanzarote	Mensual, 1980 - 2005	Cofradía

- **Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias**

La Comunidad Autónoma de Canaria facilitó el acceso a la base de datos de capturas mensuales de túnidos realizadas en aguas del Archipiélago

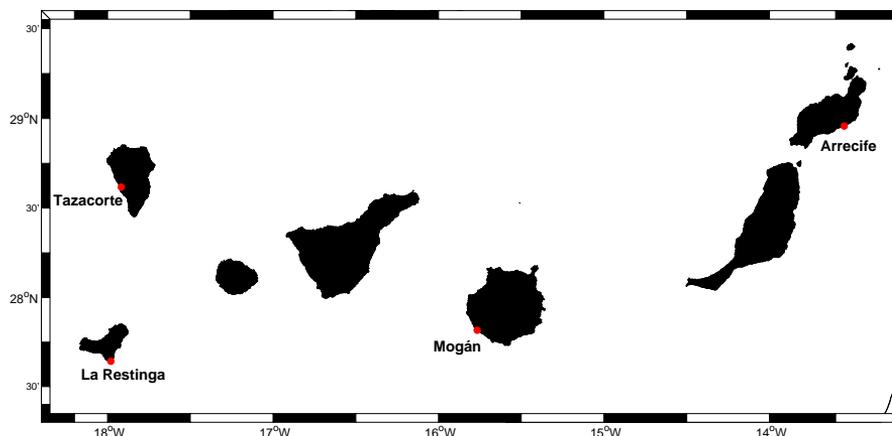


Figura 2.1.- Localización de las cuatro Cofradías de Pescadores de las que se dispone de datos.

entre 2001 y 2008. Esta base de datos procede del programa de ayudas a la comercialización denominado “POSEICAN PESCA”. Este programa se justifica en establecer una compensación a determinados sectores productivos primarios de las regiones europeas ultraperiféricas de Azores, Madeira, Canarias Guayana Francesa y Reunión, de forma que permita su existencia favoreciendo la competitividad a través de compensaciones a los costes adicionales que se originan en la comercialización. Por ello, y debido a la naturaleza de dichas ayudas, se considera que la serie de capturas configurada a partir del programa POSEICAN es un censo fiable de las descargas totales de túnidos realizadas en las islas Canarias. En dicha serie se consignan datos de captura, esfuerzo y CPUE para cada una de las islas del Archipiélago.

Estos datos dieron la oportunidad de construir una serie de capturas totales anuales para el conjunto de las islas y compararla con las publicadas por agencias internacionales como ICCAT, de manera que se pudiera verificar el grado de exactitud de dichas series.

- ICCAT

La Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico

(ICCAT) tiene a disposición pública bases de datos de captura de túnidos anuales y mensuales, distribuidas en varios ficheros de acceso gratuito en función de las necesidades del investigador (www.iccat.es). En este caso, se han utilizado los datos de captura mensual de listado para el área de Canarias del fichero "t2ce_20090218.mdb". Estos datos corresponden a las capturas (en toneladas) de listado realizadas entre los 28° N y 16° O, en una malla de en la cuadrícula de 1° x 1°, entre 1975 y 2008. Las capturas anuales han sido extraídas del fichero "t1det_20091002_v3.xls", debido a que este presenta una mayor temporalidad en los datos, entre 1965 y 2008. Además no se observó diferencias entre los datos anuales obtenidos de este fichero y los calculados a partir de los datos mensuales, por lo que se puede decir que ambos ficheros son iguales pero con diferente temporalidad.

2.1.2. Madeira

Las capturas mensuales (en toneladas) obtenidas en el área de pesca de Madeira han sido obtenidas a partir de las bases de datos publicadas en la página web de ICCAT, concretamente a partir del fichero: "t2ce_20090218.mdb". Este contiene los registros de captura mensual realizada por la flota Portuguesa de Cebo vivo con base en dichas islas entre 1974 y 2008. Los datos entre 1974 y 2007 se relacionan geográficamente con una cuadrícula de 5° x 5° comprendida entre los 30° N y los 15° O, mientras que los obtenidos entre el 2005 y el 2008 se corresponden a capturas realizadas en la cuadrícula de 1° x 1° comprendida entre los 32° N y 17° O. La captura total, durante el intervalo de tiempo en el que coinciden ambas cuadrículas, es la suma de las capturas obtenidas en cada una de estas cuadrículas.

Por otro lado, las capturas anuales han sido extraídas del fichero: "t1det_20091002_v3.xls", donde se recopilan los registros de descargas efectuadas en este Archipiélago entre 1950 y 2008 por la misma flota.

2.1.3. Azores

Las capturas mensuales (en toneladas) obtenidas en el área de pesca del Archipiélago de Azores han sido, al igual que en los casos anteriores, de las bases de datos de ICCAT. Estas están consignadas en el fichero: "t2ce_20090218.mdb"

que contiene los datos de capturas mensuales realizada por la flota Portuguesa de Cebo vivo con base en Azores entre 1950 y 2008. Los datos de 1950 a 1980 están referenciados al área geográfica comprendida entre los 36° N y los 24° O, en cuadrículas de 1° x 1°, mientras que los registros de 1981 a 2008 corresponden a las capturas realizadas entre los 30° N y 25° O, con un mallado de 5° x 5°. La captura total, durante el intervalo de tiempo en el que coinciden ambas cuadrículas, es la suma de las capturas obtenidas en cada una de las cuadrículas antes mencionadas. Por otro lado, los registros anuales han sido extraídas del fichero: “t1det_20091002_v3.xls”, que contiene las capturas obtenidas por dicha flota entre 1950 y 2008.

2.1.4. Golfo de Vizcaya

Los registros de capturas de bonito-listado, entre 1995 y 2008, obtenidos por la flota de cebo vivo con base en los puertos de Euskadi que faena en el Golfo de Vizcaya, concretamente entre la costa francesa y los 10° O, han sido facilitados por Iñaki Artexe del Centro Tecnológico Experto en Investigación Marina y Alimentaria (AZTI Tecnalia).

2.2. Análisis anual de los datos

El análisis estadístico de los datos de captura y esfuerzo estuvo orientado a determinar: (i) la dependencia temporal de los datos obtenidos en cada una de las áreas de estudio; y (ii) la dependencia espacial entre los datos procedentes de las diferentes fuentes suministradoras de datos, particularmente en el caso de Canarias, con el objetivo de verificar la verosimilitud de los registros.

Previo al estudio de la dependencia temporal y espacio-temporal de los datos se realizó un análisis de la normalidad de las series mediante la utilización de la prueba de Shapiro-Wilk,. Además, se realizó una correlación lineal entre los datos procedentes de las cofradías de pescadores y de los proporcionados por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, con el objetivo de comprobar la independencia o no de las series. Sin embargo, para las series de capturas dadas por las cofradías de pescadores se estableció como intervalo temporal el periodo

comprendido entre 1980 y 2005 para establecer una igualdad temporal en todas ellas.

2.2.1. Verificación de las series de capturas de ICCAT para el área de Canarias

Con el objeto de verificar que las series de capturas procedentes de ICCAT son fidedignas y que estas coinciden, en los intervalos temporales disponibles, con los datos suministrados por otras fuentes de información de ámbito más local (cofradías y Gobierno de Canarias) y, por lo tanto, fiel descriptora de la variabilidad temporal de dicha pesquería en los periodos en los que las fuentes locales no aportan información, se realizaron correlaciones lineales entre todas las series de captura existentes, anuales y mensuales, en los periodos coincidentes. Además de estas correlaciones, se realizó una adicional entre las series de ICCAT y una serie de capturas construida a partir de la suma de las dadas por las 4 cofradías previamente indicadas.

3 RESULTADOS

3.1. Área de Canarias

3.1.1. Análisis gráfico

Las series de capturas anuales de atún listado proporcionadas por las diferentes cofradías de pescadores se muestran en la figura 3.1, y en ellas se puede observar que estas presentan fuertes oscilaciones durante todo el periodo de estudio. De modo general, las capturas más altas se registraron en el periodo comprendido entre mitad de la década de 1980 y finales de la década de 1990. Con excepción de la isla de La Palma que muestra un primer pico importante de capturas en 1985 con 557,05 Tm, la mayoría de las pesquerías insulares tienen una fase de crecimiento progresivo hasta 1991-1992, periodo en el que se registraron los máximos de pesca, excepto en la serie procedente de la cofradía de Arrecife (Lazarote) cuyo máximo se desplaza a 1997-1998. Tras esta fase de crecimiento de los desembarcos, se observa que la pesquería ha experimentado un importante y progresivo decrecimiento hasta alcanzar los valores mínimos, aunque con algunas oscilaciones, en la década de los 2000.

Las series de esfuerzo de pesca construidas a partir de los datos proporcionados por las cofradías de pesca (figura 3.2) muestran un patrón similar al descrito para las series de captura. Así, y teniendo en cuenta que la unidad de medición del esfuerzo es ligeramente diferente en La Restinga (El Hierro) (ver material y métodos), con excepción de esta última serie todas las demás muestran un máximo de esfuerzo coincidente con sus respectivos máximos de captura antes citados. Sin embargo, y exceptuando a Mogán, parece que en proporción a la captura obtenida el esfuerzo ha sido más alto en el último tramo de las series..

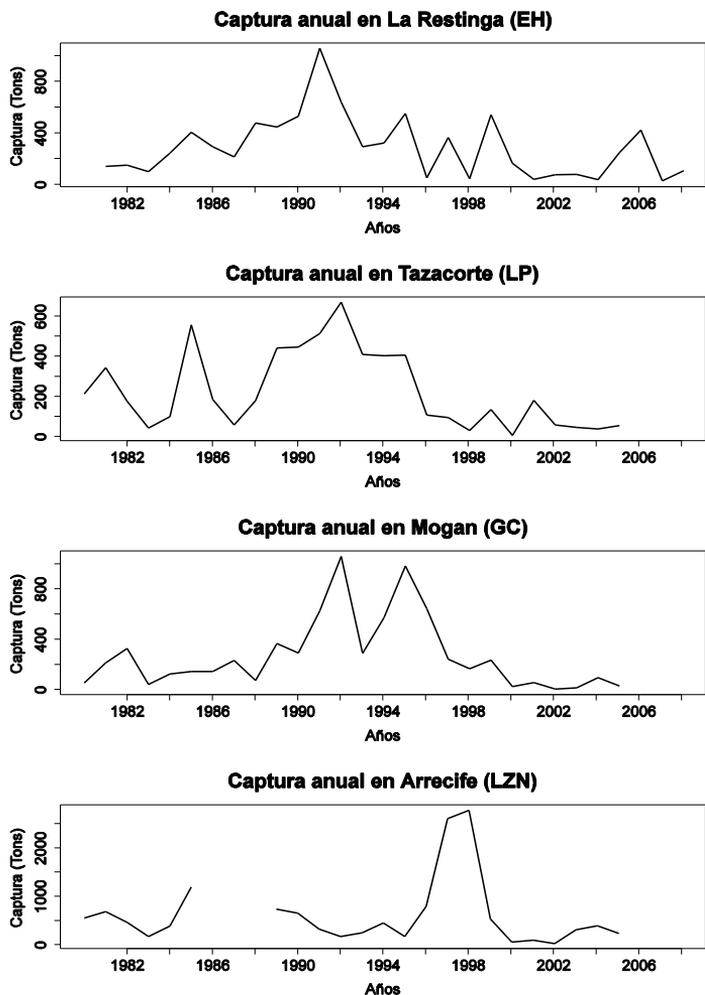


Figura 3.1.- Representación gráfica de la captura anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida por diferentes cofradías de pescadores de las Islas Canarias entre 1980 y 2008: EH- La Restinga-El Hierro; LP- Tazacorte-La Palma; GC- Mogán- Gran Canaria; LZN- Arrecife (Lanzarote).

En este sentido, los valores de las CPUE (figura 3.3) muestran una tendencia decreciente en el tiempo, excepto en Mogán y La Restinga donde se observa una ligera recuperación en 2005 y 2006 respectivamente. No obstante, en todos los casos la mayor abundancia se observa en la primera mitad de la década de 1990. Las diferencias observadas en las abundancias pueden estar motivadas en la

inexactitud de las medidas de esfuerzo, y también a las características de las flotas y su movilidad en cada uno de los puertos. Es necesario aclarar en este sentido, que algunos barcos del puerto de Mogán, especialmente los de mayor porte, realizan parte de la zafra del atún en aguas de otras islas, realizando las descargas en el puerto más próximo al punto de captura. Esto puede originar que en realidad la flota que descarga en un puerto pequeño sea en mayor de lo que su censo de embarcaciones refleja, a parte claro está de que no se consignan las salidas con pescas nulas. El caso de la flota con base en Arrecife puede ser diferente, ya que faena con bastante frecuencia en aguas africanas próximas, realizando los desembarcos en Arrecife, aunque no hayan sido estas capturas obtenidas en aguas de la isla de Lanzarote.

Por otro lado, las series de captura de bonito-listado para cada una de las Islas procedentes de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias (figura 3.4), en el corto tramo temporal en que coinciden con las series de las cofradías antes descrito, son bastante similares en las oscilaciones y tendencias que presentan. Estas mostraron un mínimo entre el 2001 y 2003, para luego aumentar ligeramente hacia los años 2004 a 2006, con un máximo en 2005. Posteriormente, en 2007 se produjo un descenso en las capturas de todas las islas que se recuperó en el 2008, excepto en El Hierro. No obstante, estos máximo y mínimos observados en este corto intervalos pueden ser de mucho menor intensidad que los descritos previamente en las series de las cofradía, si tenemos en cuenta que son de similar magnitud, o mayor, en cantidad de toneladas desembarcadas, pero que son el resultado de la suma de las capturas registradas por toda la flota de cada una de las islas y no la de un solo puerto, como en el caso anterior. En este sentido, el caso de El Hierro puede ser un buen ejemplo, ya que mientras el máximo de capturas registrado por la cofradía de La Restinga en 1991 supero las 900 Tm, en la serie del Gobierno de Canarias el máximo de 2005 para toda la isla apenas llega a las 200 Tm. Sin embargo, es necesario resaltar que en este caso la mayor parte de la flota de la isla de El Hierro usa como puerto base La Restinga. Igualmente ocurre en Gran Canaria, mientras que el máximo de 2004 para toda la isla según la serie del Gobierno de Canarias rondaría las 700 Tm, sólo en el puerto de Mogán se desembarcaron más de 1000 Tm en 1992 y 1995.

Igualmente, los datos de esfuerzo facilitados por la Viceconsejería de Pesca (figura 3.5) muestran que el mayor esfuerzo en esta pesquería se realiza desde las

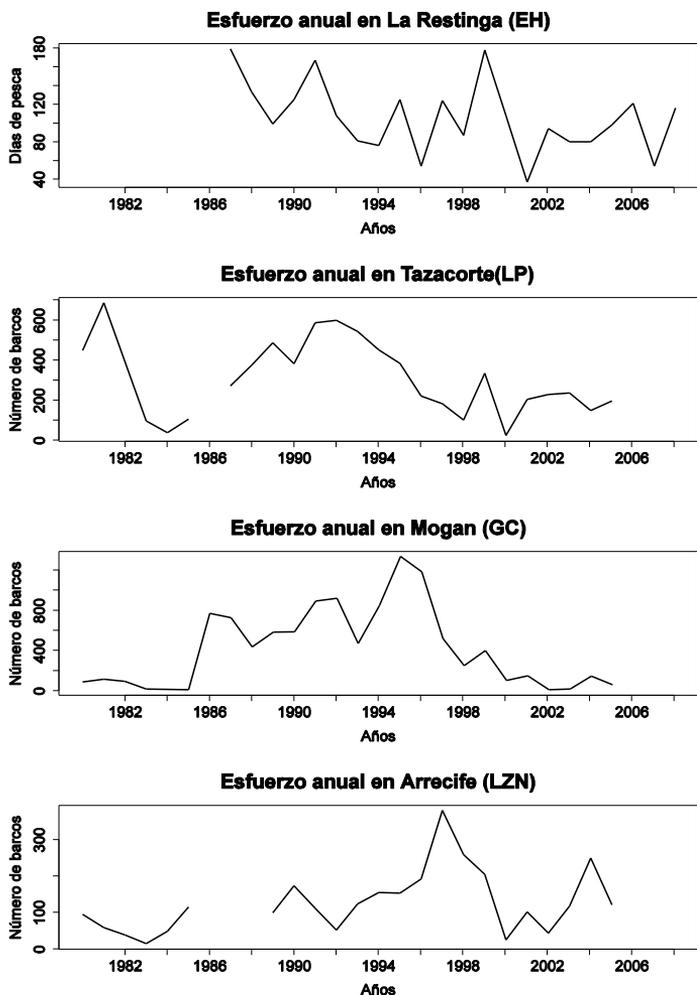


Figura 3.2.- Representación gráfica del esfuerzo anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida de las diferentes Cofradías de Pescadores desde 1980 hasta 2008. Superior: esfuerzo aplicado en La Restinga (días de pesca); Centro-superior: esfuerzo aplicado en Tazacorte (número de salidas); Centro-inferior: esfuerzo aplicado en Mogán (número de salidas); Inferior: esfuerzo aplicado en Arrecife (número de salidas).

islas de Tenerife y Gran Canaria, con 1395 y 693 salidas anuales, respectivamente, mientras que los valores más bajos se observan en las islas de La Palmas y La Gomera, con 40 y 220 salidas anuales, respectivamente.

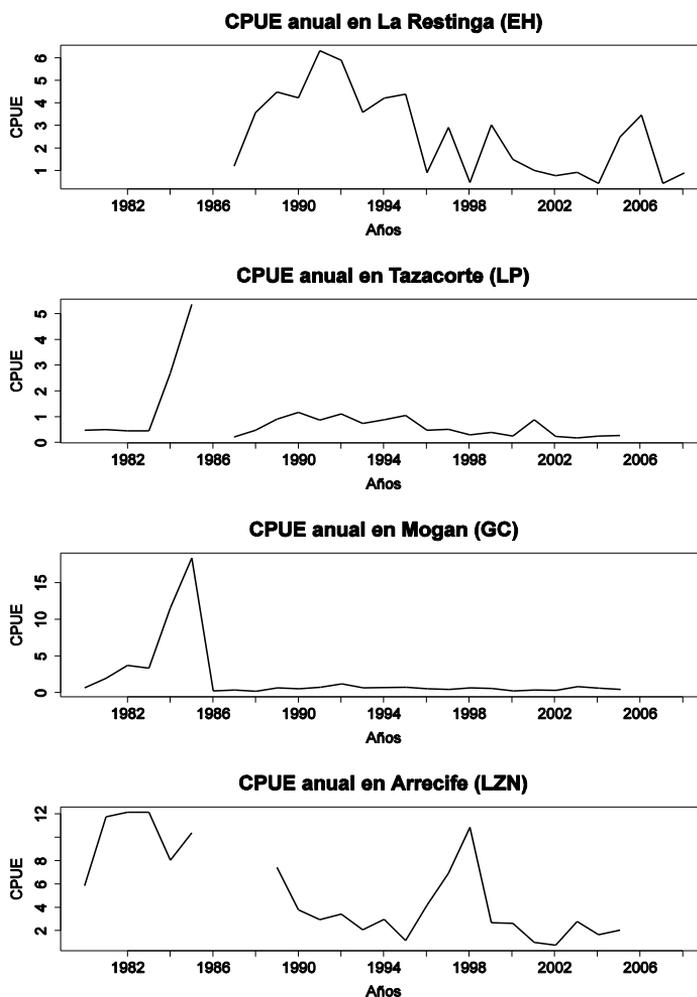


Figura 3.3 .- Representación gráfica de la CPUE anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida de las diferentes Cofradías de Pescadores desde 1980 hasta 2008. Superior: CPUE obtenidas de La Restinga; Centro-superior: CPUE obtenidas de Tazacorte; Centro-inferior: CPUE obtenidas de Mogán; Inferior: CPUE obtenidas de Arrecife.

Asimismo, las oscilaciones que se aprecian en la serie de CPUE (figura 3.6) indican que no existe un patrón temporal homogéneo en la abundancia de esta especie disponible en todas las islas, ya que no existe coincidencia espacial en la temporalidad de los máximos y mínimos de abundancia. Por ejemplo, mientras que los rendimientos de pesca son mínimos en 2001 para casi todas las islas, en

RESULTADOS

Gran Canaria esto ocurre en 2002. Igualmente, en 2004 se alcanzaron los valores más altos de CPUE en todas las islas, excepto en La Gomera y Lanzarote. Mientras que en el 2007 se produjo el último mínimo en los rendimientos, siendo este observable en todas las islas, para luego en el 2008 producirse un incremento que solo es apreciable en las islas orientales y no en las occidentales donde la CPUE siguió decreciendo. Esto puede estar indicando que la disponibilidad del atún bonito-listado no es homogénea a lo largo de todo el Archipiélago, mostrando este una distribución cambiante no solo a nivel geográfico sino también temporal.

La serie de capturas anuales de listado obtenida a partir de ICCAT se representa en la figura 3.7, y en ella se puede observar que para todo el archipiélago existe un comportamiento similar al descrito por las fuentes anteriores: fuertes oscilaciones anuales y máximos de captura en la primera mitad de la década de 1990 (1992 con 7.128 Tm) y mínimos a principios de los 2000 (en 2002 con 365,5 Tm). No obstante, al ser esta serie más larga en el tiempo, también se observa un periodo de bajas capturas en la segunda mitad de la década de 1970. En esta serie no se aprecia una periodicidad que permita indicar un comportamiento cíclico de la abundancia en la región, aunque a partir de 1981 parece que se describe una cierta tendencia cuasi-cíclica de entre máximos y mínimo sucesivos que oscila entre los 4 y 8 años.

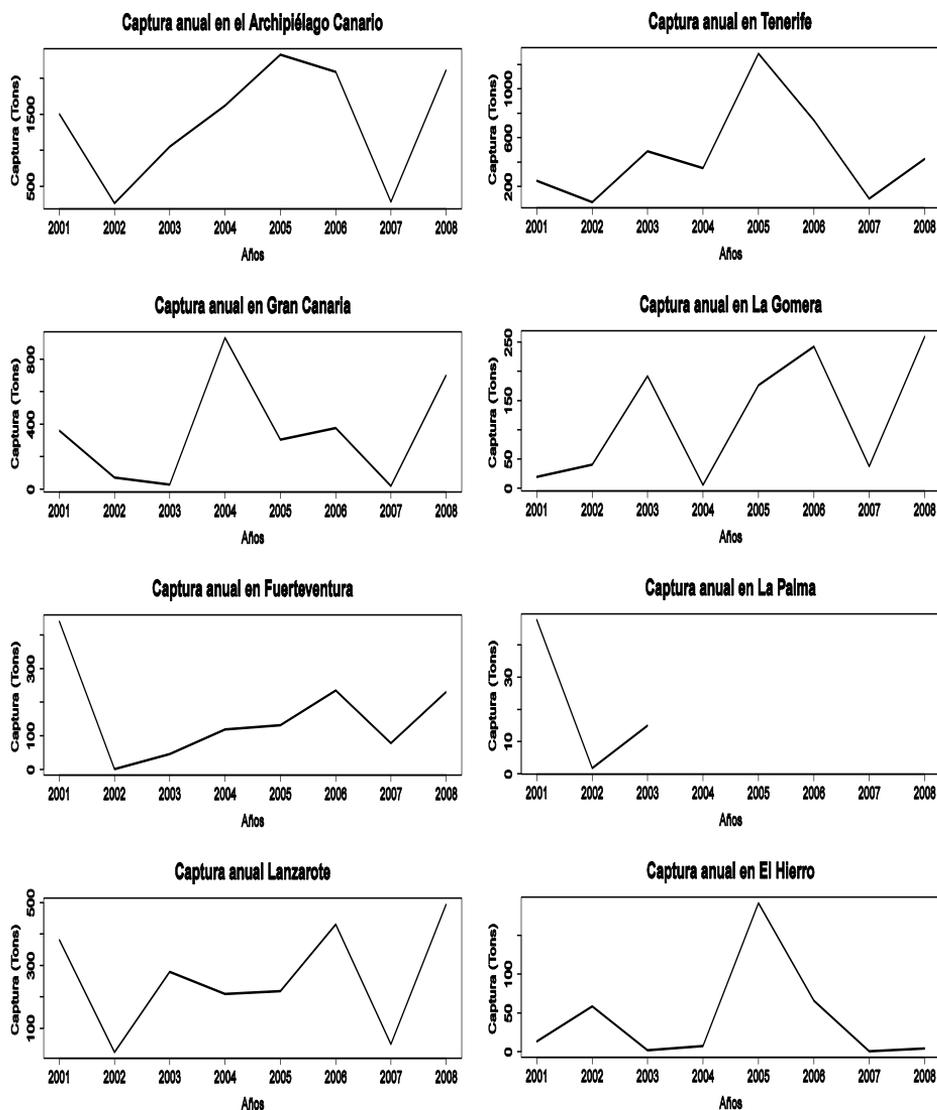


Figura 3.4.- Representación gráfica de la captura anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida de la Viceconsejería de Pesca desde 2001 hasta 2008. Superior-Izquierda: obtenidas para el Archipiélago Canario; Centro-superior-Izquierda: Capturas obtenidas para Gran Canaria; Centro-inferior-Izquierda: Capturas obtenidas para Fuerteventura; Inferior-Izquierda: Capturas obtenidas para Lanzarote; Superior-Derecha: Capturas obtenidas para Tenerife; Centro-superior-Derecha: Capturas obtenidas para La Gomera; Centro-inferior-Derecha: Capturas obtenidas para La Palma; Inferior-Derecha: Capturas obtenidas para El Hierro.

RESULTADOS

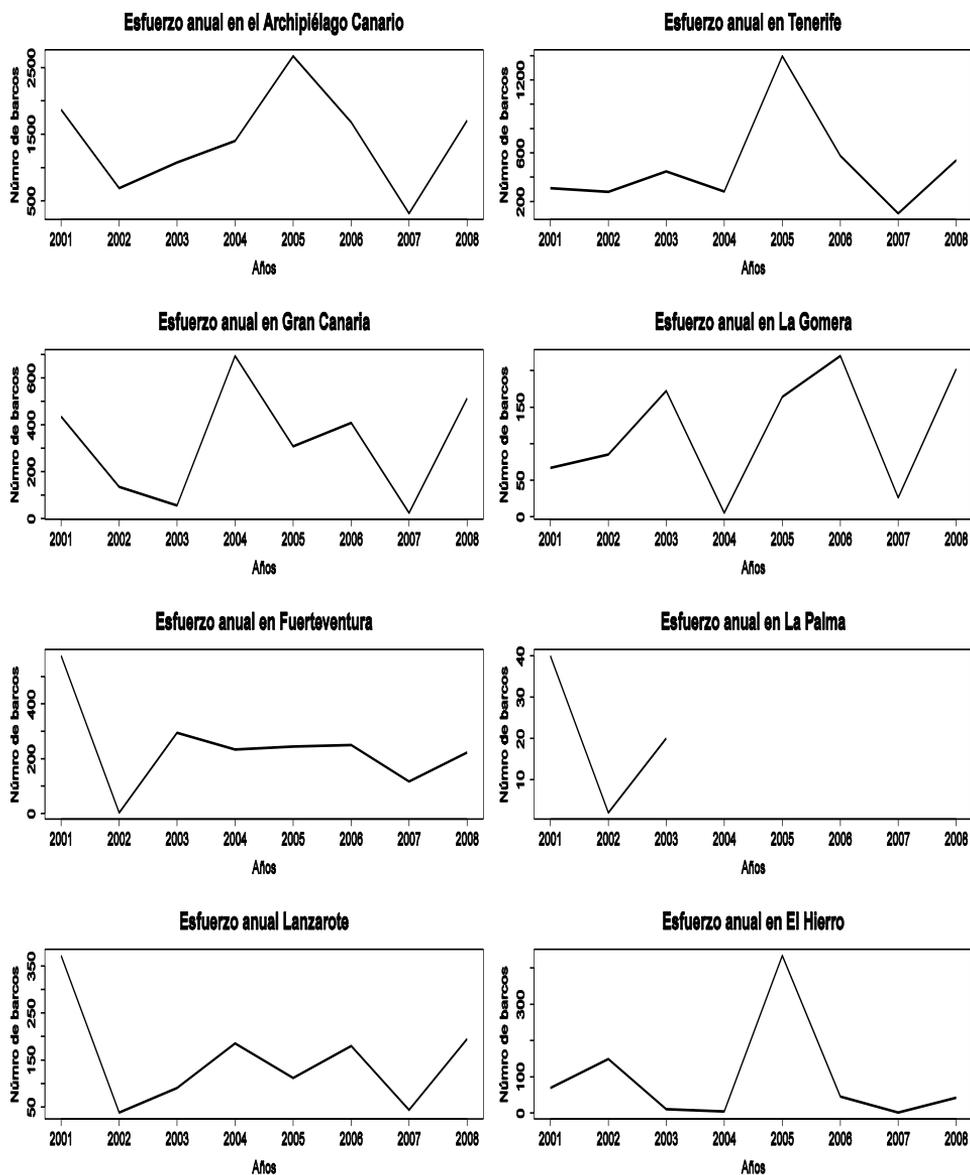


Figura 3.5.- Representación gráfica del esfuerzo anual (número de salidas) de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida de la Viceconsejería de Pesca desde 2001 hasta 2008. Superior-Izquierda: esfuerzo aplicado en el Archipiélago Canario; Centro-superior Izquierda: esfuerzo aplicado en Gran Canaria; Centro-inferior Izquierda: esfuerzo aplicado en Fuerteventura; Inferior Izquierda: esfuerzo aplicado en Lanzarote; Superior-Derecha: esfuerzo aplicado en Tenerife; Centro-superior-Derecha: esfuerzo aplicado en La Gomera; Centro-inferior-Derecha: esfuerzo aplicado en La Palma; Inferior-Derecha: esfuerzo aplicado en El Hierro.

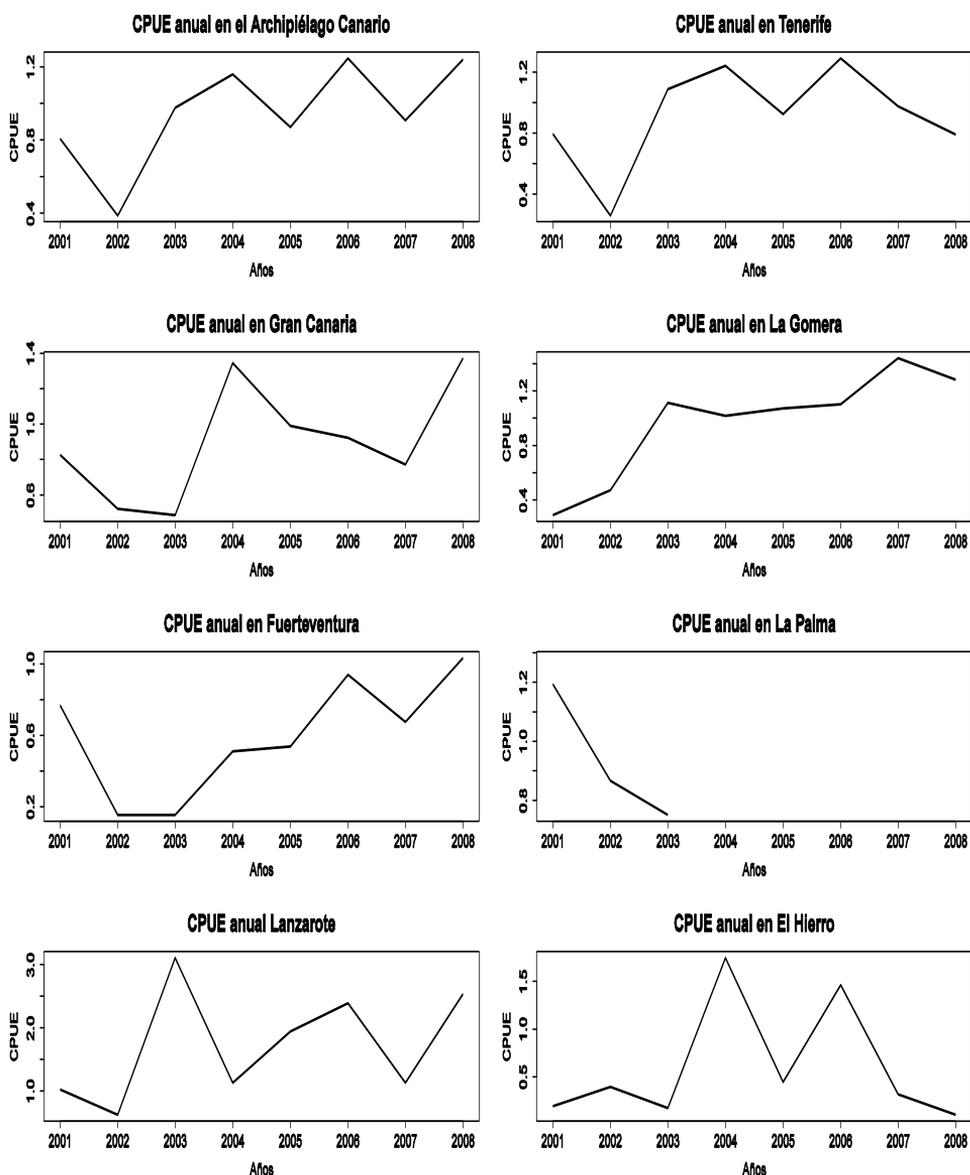


Figura 3.6 .- Representación gráfica de la CPUE anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida de la Viceconsejería de Pesca desde 2001 hasta 2008. Superior-Izquierda: CPUE obtenidas para el Archipiélago Canario; Centro-superior-Izquierda: CPUE obtenidas para Gran Canaria; Centro-inferior-Izquierda: CPUE obtenidas para Fuerteventura; Inferior-Izquierda: CPUE obtenidas para Lanzarote; Superior-Derecha: CPUE obtenidas para Tenerife; Centro-superior- Derecha: CPUE obtenidas para La Gomera; Centro-inferior- Derecha: CPUE obtenidas para La Palma; Inferior- Derecha: CPUE obtenidas para El Hierro.

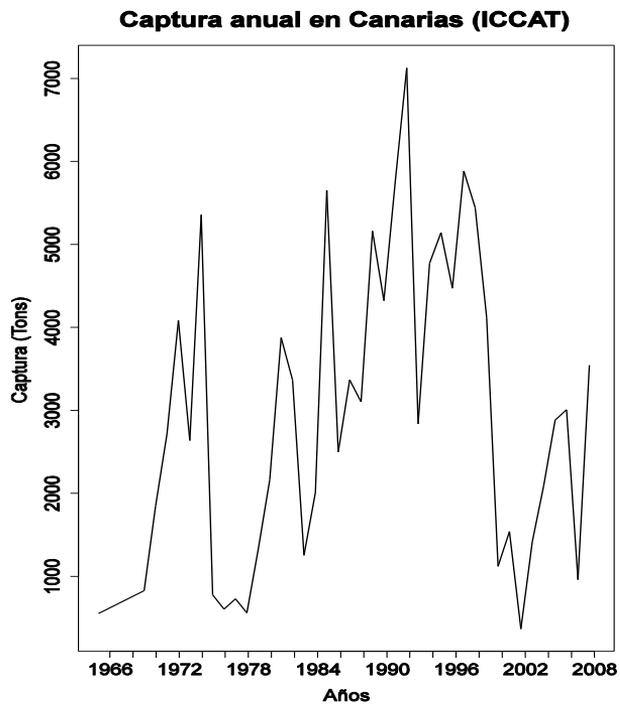


Figura 3.7. - Representación gráfica de la captura anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT) desde 1965 hasta 2008 para el área de Canarias.

Análisis de los datos

Las series de capturas mensuales procedentes de las diferentes cofradías de pescadores a las que se tuvo acceso no se ajustan a una distribución normal según el test de Shapiro-Wilk (tabla 3.1), por lo que, con objeto de determinar el grado de relación temporal entre las mismas, se aplicó el método de Spearman para realizar las correlaciones entre series (Tabla 3). En este sentido, las series de capturas y esfuerzo proporcionadas por las diferentes cofradías muestran correlaciones lineales significativas, por lo que podemos decir que se asume que son dependientes entre sí.

Tabla 3.1.- Test de normalidad de Shapiro-Wilk para los datos procedentes de las cofradías de pescadores del Archipiélago Canario (p-valor>0.05).

Cofradía	Captura	Esfuerzo	CPUE
La Restinga	<0.01	<0.01	<0.01
Tazacorte	<0.01	<0.01	<0.01
Mogán	<0.01	<0.01	<0.01
Arrecife	<0.01	<0.01	<0.01

Tabla 3.2.- Correlaciones lineales de Spearman entre los datos procedentes de las cofradías de pescadores del Archipiélago Canario (p-valor<0.05).

Cofradías	Captura		Esfuerzo		CPUE	
	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor
La Restinga - Tazacorte	0.53	<0.01	0.39	<0.01	0.40	<0.01
La Restinga - Mogán	0.23	<0.01	0.31	<0.01	0.19	<0.01
La Restinga - Arrecife	0.21	<0.01	0.22	<0.01	0.13	0.019
Tazacorte - Mogán	0.56	<0.01	0.57	<0.01	0.55	<0.01
Tazacorte - Arrecife	0.43	<0.01	0.56	<0.01	0.45	<0.01
Mogán - Arrecife	0.45	<0.01	0.47	<0.01	0.83	<0.01

En función de estos resultados, el cálculo de la dependencia temporal y espacio-temporal de las series de datos se realizó a través de las pruebas no

RESULTADOS

paramétricas de análisis de la varianza de Friedman y Kruskal-Wallis según se tratase de muestras relacionadas o no, respectivamente.

Los datos suministrados por las cofradías de pescadores muestran una dependencia temporal significativa (tabla 3.3). Así, en La Restinga el grueso de las capturas se obtienen entre los meses de mayo y agosto (83.69 %, ver tabla 3.4), mientras que en Tzacorte el periodo de pesca se desplaza ligeramente en el tiempo y se centra entre junio y agosto (66 %) (figura 3.8). Siguiendo un patrón de desplazamiento en el tiempo similar, pero centrado en el periodo estival, en Mogán las mayores capturas se obtienen entre julio y octubre (67.37 %), mientras que en Arrecife el 78.24 % de las mismas acontecen entre junio y octubre (figura 3.8). Hay que tener en cuenta que la flota con base en Arrecife tiene mayor movilidad y realiza parte de las capturas fuera de las aguas del Archipiélago.

Tabla 3.3. - Resultados del Test de Kruskal-Wallis para el estudio de la dependencia temporal de los datos mensuales de las cofradías de pescadores.

Cofradías	Captura		Esfuerzo		CPUE	
	H	p-valor	H	p-valor	H	p-valor
La Restinga	180,61	<0,01	116,06	<0,01	88,81	<0,01
Tzacorte	164,30	<0,01	119,32	<0,01	108,92	<0,01
Mogán	102,52	<0,01	114,09	<0,01	96,97	<0,01
Arrecife	130,08	<0,01	88,22	<0,01	98,68	<0,01

Por otro lado, de forma casi general, el despliegue del esfuerzo de pesca es acorde a la periodicidad descrita en las capturas, de modo que en La Restinga el mayor despliegue de esfuerzo de pesca se producen entre los meses de mayo y agosto (73,92 %), en Tzacorte entre junio y agosto (63,26 %), y en Arrecife entre junio y octubre (89,2 %) (figura 3.9). Curiosamente, Mogán muestra un patrón temporal del esfuerzo más amplio que el correspondiente a las capturas máximas, entre mayo y octubre (77,65 %), consecuencia también de la movilidad de la flota hacia otros caladeros insulares próximos.

En lo referente a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), relacionada con la abundancia de atunes disponibles para la pesquería, el patrón temporal de

la distribución sufre también un desplazamiento gradual de oeste a este del Archipiélago (figura 3.10). En La Restinga las CPUE más altas se registran entre los meses de mayo y agosto (75,49%), en Tzacorte entre mayo y septiembre (74,07%), en Mogán entre julio y agosto (39,71%) y diciembre (23,54%), y en Arrecife entre septiembre y octubre (55,51%) con un pequeño pico secundario en junio (10,1%).

El conjunto de estas series de datos (cofradías de pescadores) muestran una dependencia espacial significativa para el esfuerzo (Kruskal-Wallis Anova, $N = 312$; $H = 95,01$; $p < 0,01$) y la CPUE (K-W.; $N = 312$; $H = 11,7$; $p < 0,01$), pero no así para la captura (K-W., $N = 312$; $H = 5,93$; $p = 0,11$), mientras que la dependencia espacio-temporal fue significativa en todos los meses, excepto en julio y agosto para las capturas (tabla 3.5, figuras 3.11 y 3.12), mayo para el esfuerzo (figuras 3.13 y 3.14), y de junio a agosto y noviembre para las series de CPUE (figuras 3.15 y 3.16).

Esta distribución espacio-temporal de las capturas (figuras 3.11 y 3.12) muestran como durante los primeros meses de la zafra (marzo-junio) las capturas más importantes se localizan en las islas más occidentales (El Hierro y La Palma), para a continuación, durante los meses de julio y agosto, homogeneizarse por el resto del Archipiélago. El comportamiento de la serie de capturas proporcionado por la cofradía de Arrecife rompe este patrón espacio-temporal de distribución, pero posiblemente esto se deba al comportamiento de la flota que usa dicho puerto como base. Esta fracción de la flota es la que tiene un periodo de actividad más amplio, desde marzo a diciembre, ya que en gran parte del año pesca fuera de las aguas de Lanzarote, trasladándose a faenar a aguas de otras islas y del continente africano próximo, principalmente a Marruecos en incluso al sur en algunos años (Mauritania). Recientemente, esta flota centran gran parte de sus actividad en el entorno de Madeira y Azores. Las cofradías que despliegan un mayor esfuerzo son las de Tzacorte y Arrecife, siendo esta última la más destacada entre agosto y febrero (figuras 3.13 y 3.14).

Así, la distribución espacio-temporal de la CPUE (figuras 3.15 y 3.16) muestra que entre febrero y marzo la abundancia de bonito listado es más alta en la parte occidental del Archipiélago, siendo nula en la parte oriental del mismo. Sin embargo, este patrón se invierte entre diciembre y enero, aumentando la abundancia relativa en la zona oriental con respecto a la occidental.

Tabla 3.4 .- Porcentaje mensuales de los datos procedentes de las cofradías de pescadores.

Mes	La Restinga			Tazacorte			Mogán			Arrecife		
	Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE
1	0,01	0,26	0,11	0,21	0,77	1,13	4,74	0,69	2,78	0,53	4,3	0,09
2	0,04	0,34	0,36	0,03	0,29	0,51	0,53	0	0	0	0,76	0
3	3,69	3,83	6,89	0,17	0,51	3,09	1,05	2,06	0	3,3	1	0
4	8,81	10,07	11	2,3	3,21	4,97	2,6	2,92	1,83	1,84	1,68	1,76
5	23,92	18,33	19,75	9,6	8,79	14,33	3,38	5,6	1,72	4,46	3,06	1,41
6	25,71	21,94	24,07	19,86	20,08	13,12	8,47	10,59	9,16	10,89	11,63	11,32
7	19,05	19,45	17,5	22,67	23,06	14,37	15,22	14,3	18,76	10,58	16,94	10,1
8	15,01	14,2	14,17	23,47	20,12	15,98	24,14	21,14	20,95	13,59	23,06	5,91
9	3,54	5,85	5,51	11,83	10,87	16,26	17,49	17,15	9,78	23,11	14,92	25,88
10	0,17	3,83	0,39	5,82	6,2	7,52	10,52	14,47	6,92	20,06	9,68	29,63
11	0,03	1,51	0,14	2,22	3,72	4,48	6,14	8,94	4,55	9,34	6,77	11,25
12	0,01	0,39	0,13	1,81	2,39	4,23	5,72	2,13	23,54	2,28	6,19	2,65

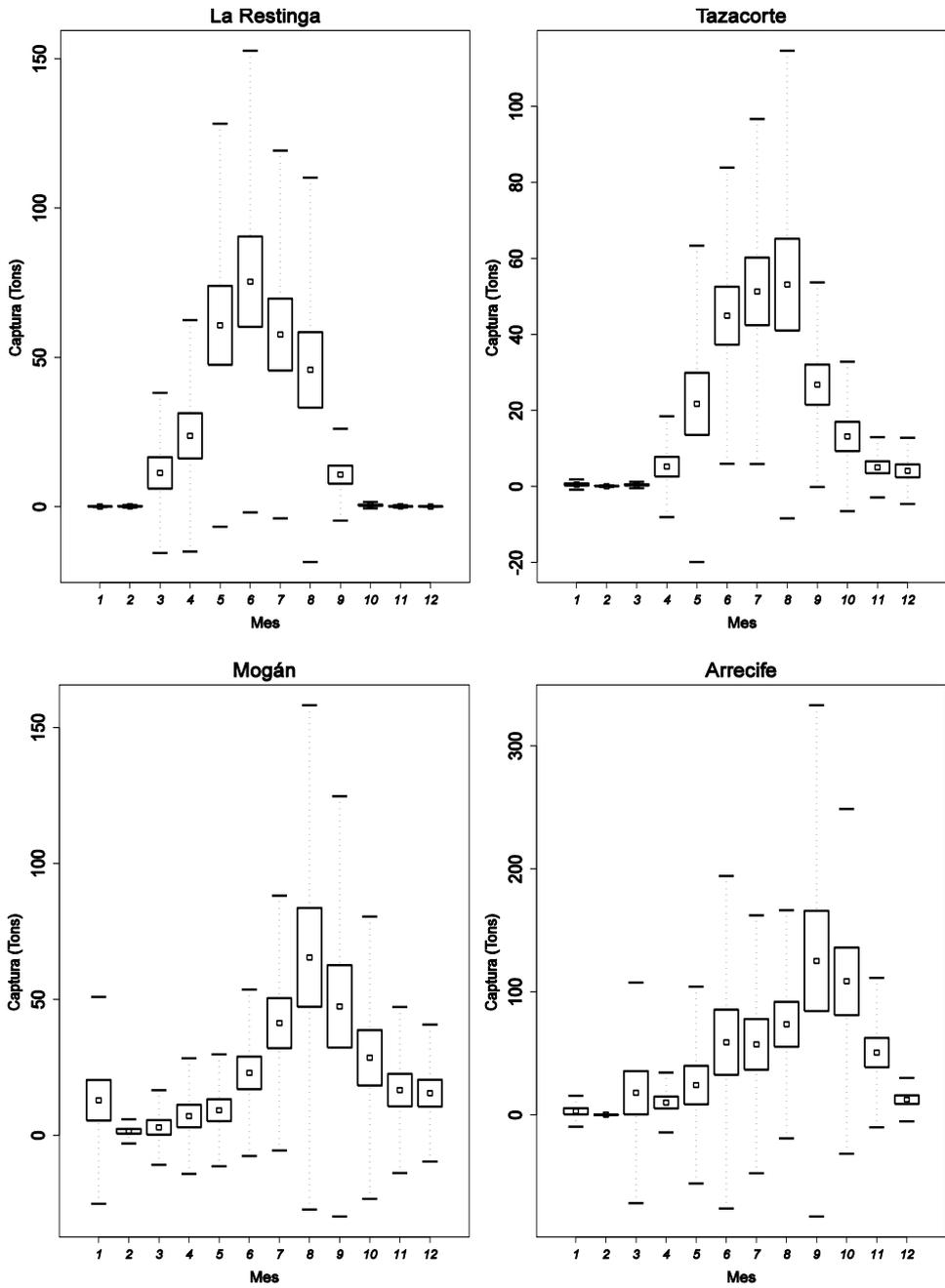


Figura 3.8.- Box-plot de la dependencia temporal de las capturas de las cofradías de pescadores.

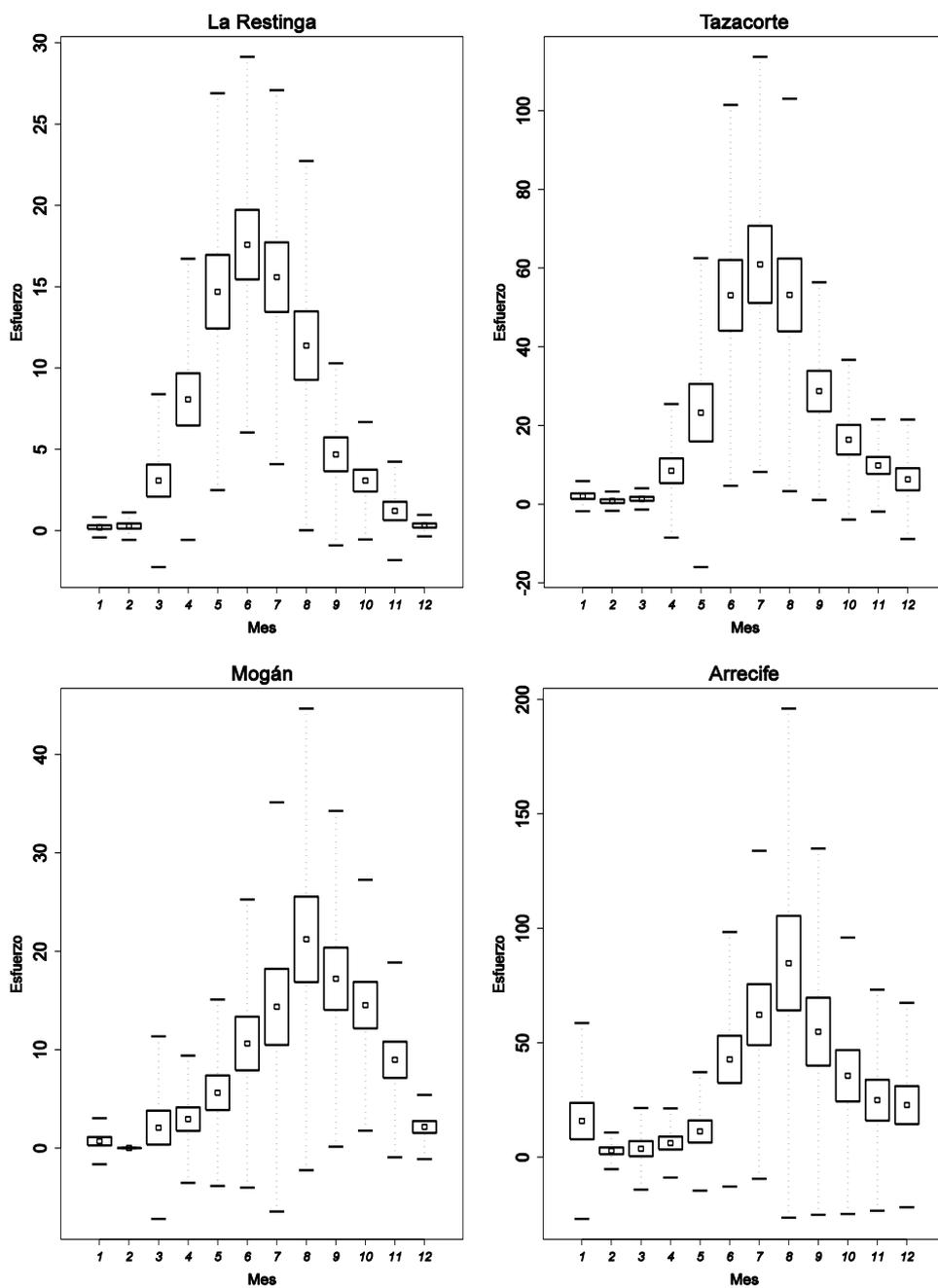


Figura 3.9.- Box-plot de la dependencia temporal del Esfuerzo de las cofradías de pescadores.

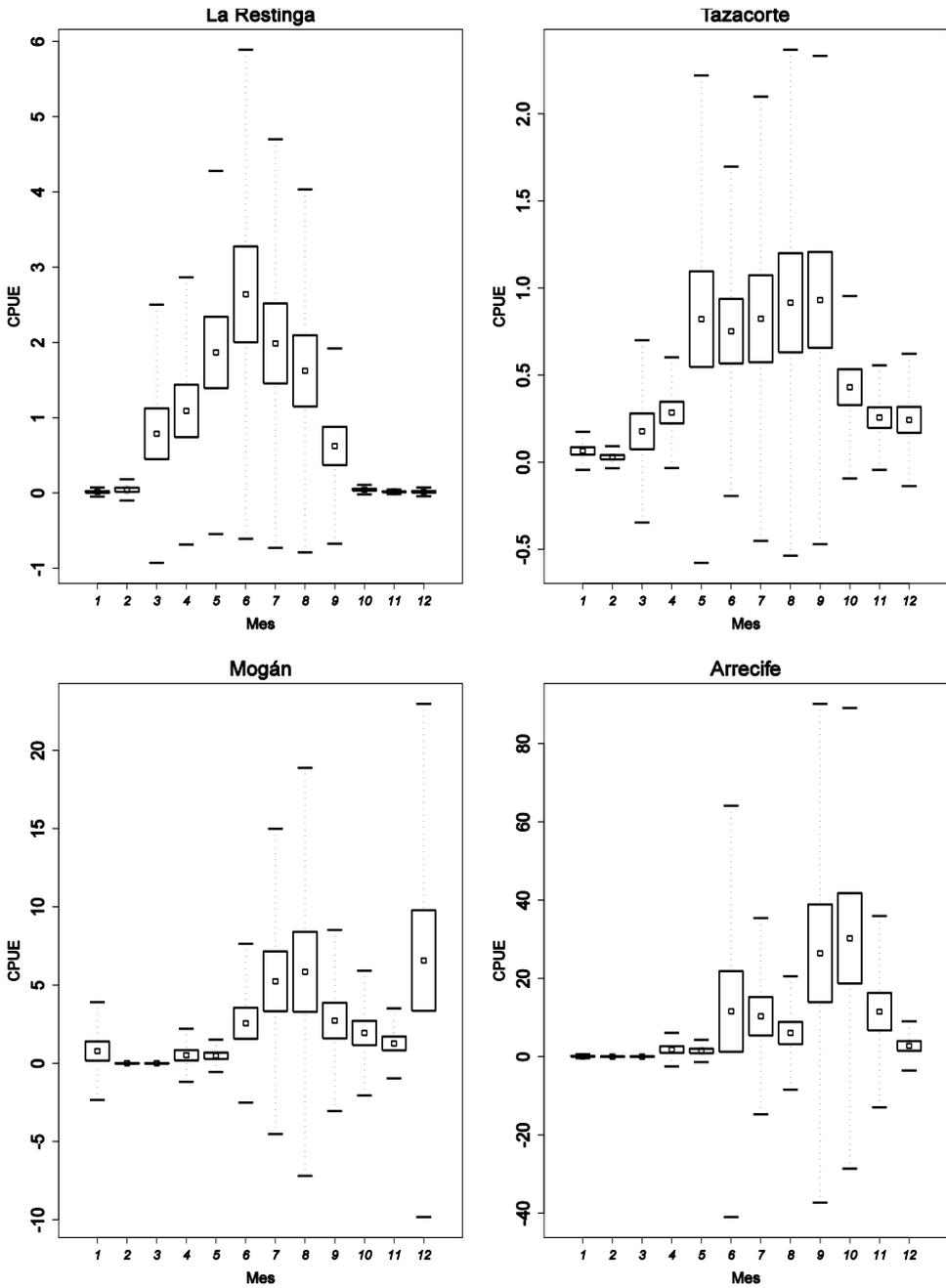


Figura 3.10.- Box-plot de la dependencia temporal de la CPUE de las cofradías de pescadores.

RESULTADOS

Tabla 3.5 .- Resultados del Test de Friedman para el estudio de la dependencia espacio-temporal de los datos mensuales de las cofradías de pescadores.

N = 312	Captura		Esfuerzo		CPUE	
	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor
Enero	26,63	<0,01	24,06	<0,01	18,73	<0,01
Febrero	8,61	0,03	9,30	0,03	13,86	<0,01
Marzo	13,94	<0,01	8,10	0,04	24,08	<0,01
Abril	15,91	<0,01	8,51	0,04	11,85	0,01
Mayo	13,93	<0,01	6,91	0,07	8,27	0,04
Junio	12,75	0,01	18,60	<0,01	2,32	0,51
Julio	3,46	0,33	24,56	<0,01	5,12	0,16
Agosto	4,94	0,18	27,18	<0,01	0,15	0,99
Septiembre	17,99	<0,01	28,13	<0,01	11,30	0,01
Octubre	21,10	<0,01	14,72	<0,01	10,57	0,01
Noviembre	23,27	<0,01	16,55	<0,01	6,17	0,10
Diciembre	13,39	<0,01	12,51	0,01	8,16	0,04

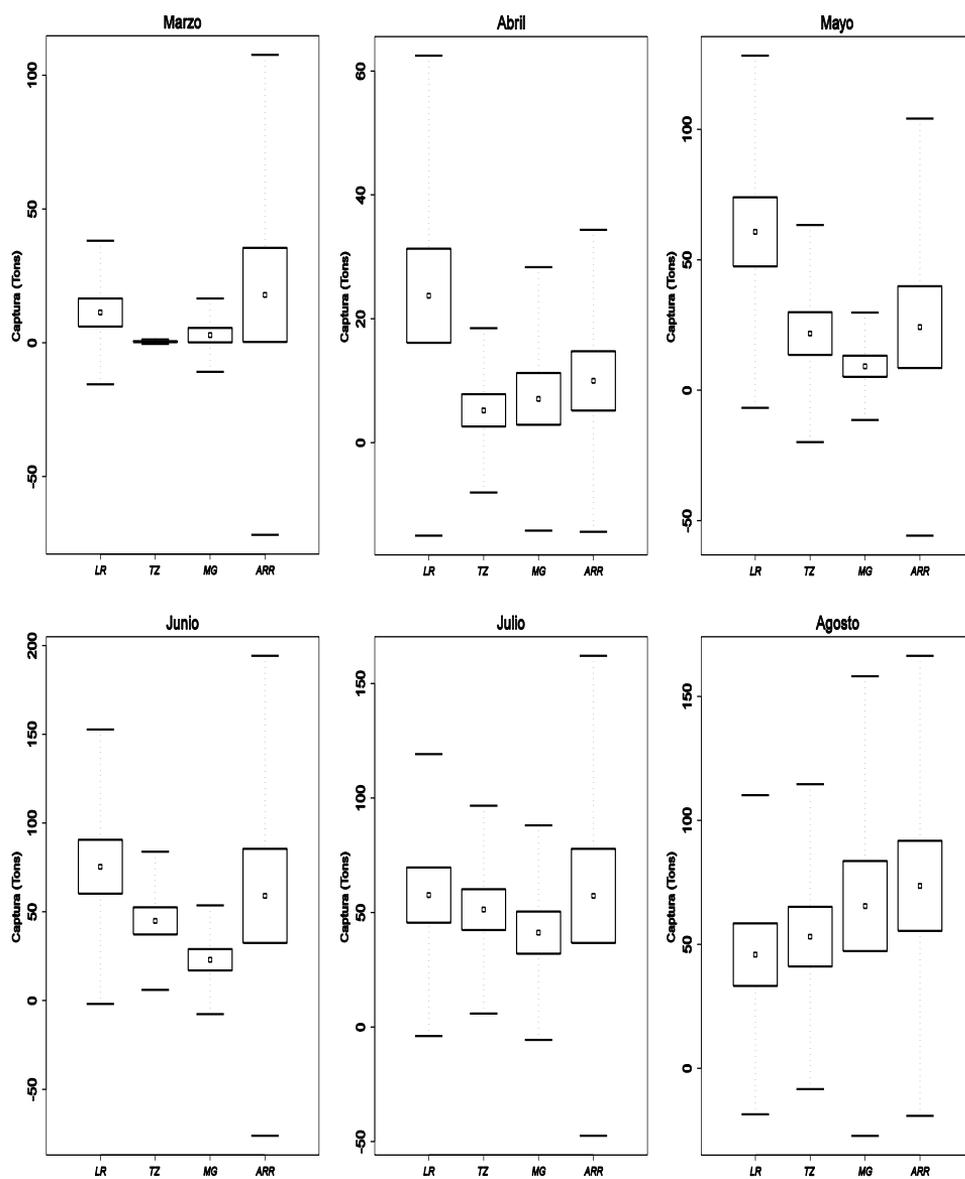


Figura 3.11.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal de las capturas mensuales de las cofradías de pescadores (marzo-agosto).

RESULTADOS

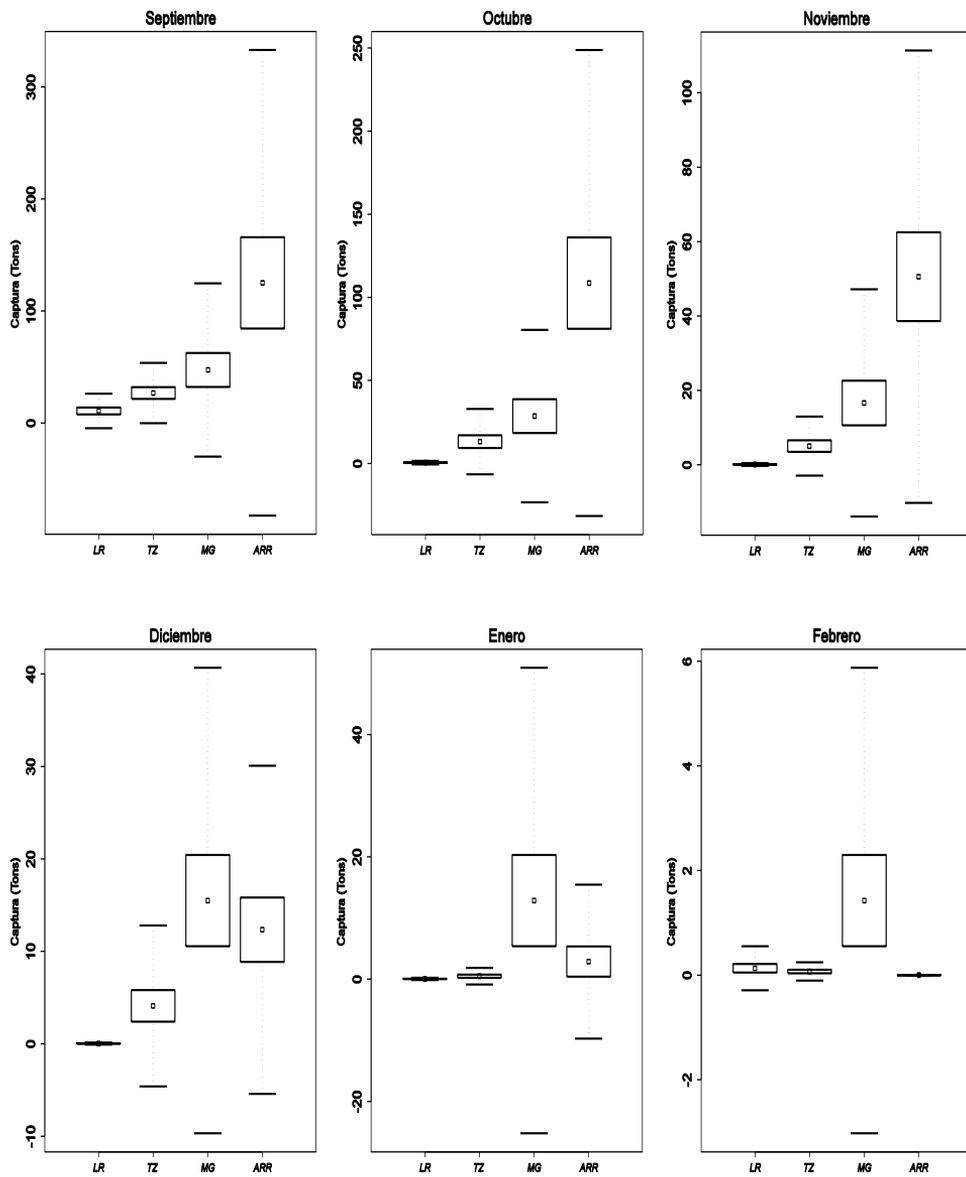


Figura 3.12.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal de las capturas mensuales de las cofradías de pescadores (septiembre-febrero).

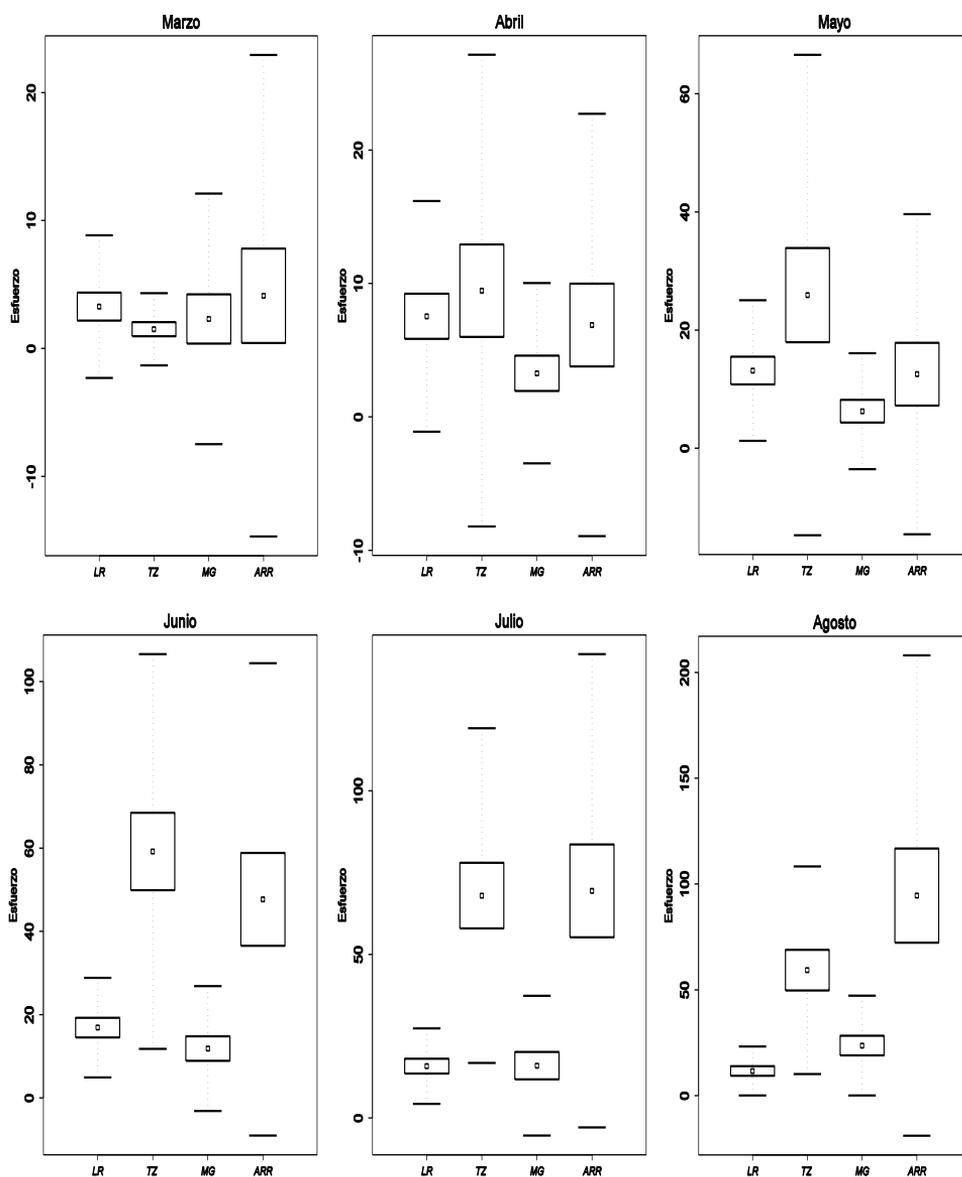


Figura 3.13.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal del esfuerzo mensuales de las cofradías de pescadores (marzo-agosto).

RESULTADOS

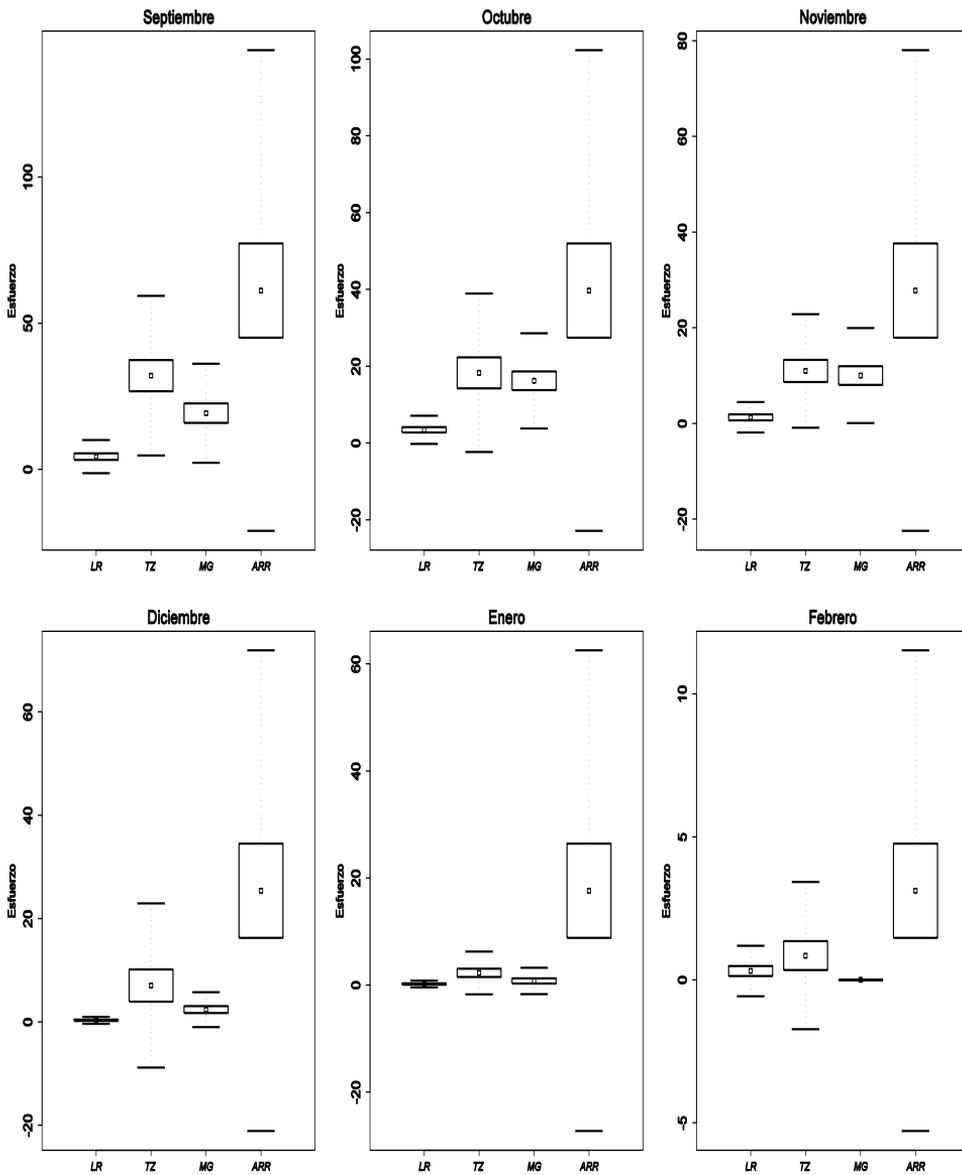


Figura 3.14.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal del esfuerzo mensuales de las cofradías de pescadores (septiembre-febrero).

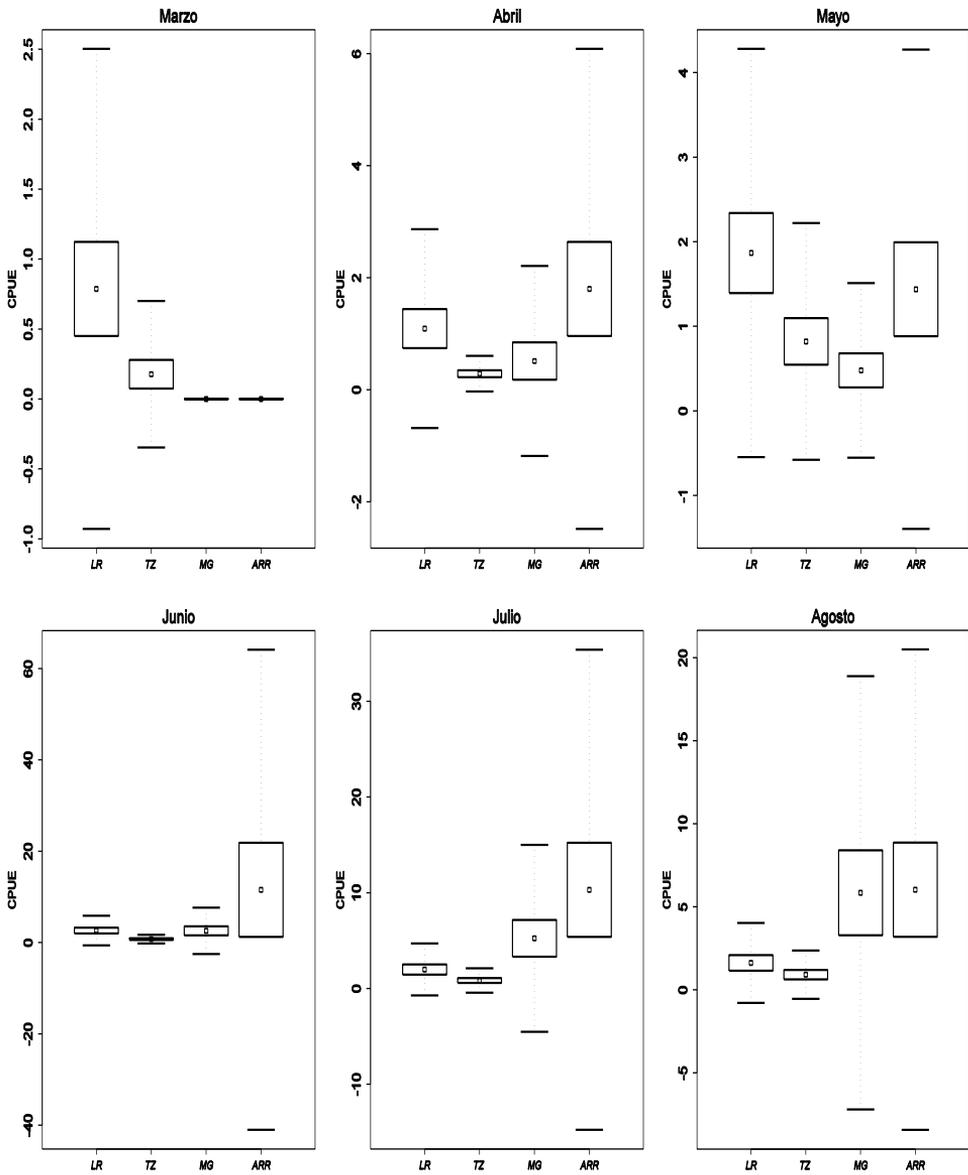


Figura 3.15.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal de la CPUE mensuales de las cofradías de pescadores (marzo-agosto).

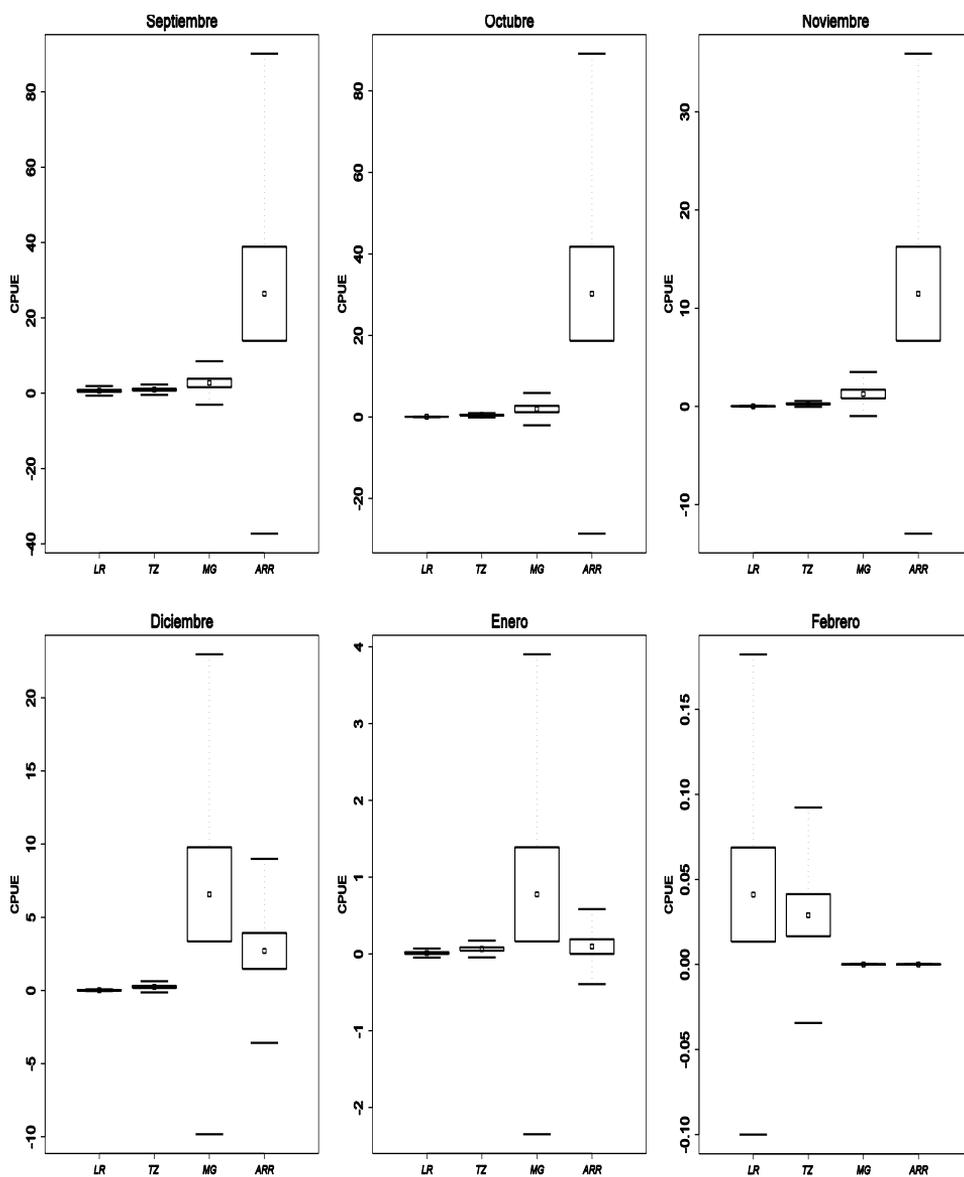


Figura 3.16.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal de la CPUE mensuales de las cofradías de pescadores (septiembre-febrero).

Por otro lado, las series de capturas y esfuerzo proporcionada por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias presenta una distribución no-normal (tabla 3.6). Del análisis de estas series se desprenden relaciones entre las capturas obtenidas en las diferentes islas (tabla 3.7) que confirman en gran parte el patrón descrito a partir de las series proporcionadas por algunas cofradías. En este sentido, existen correlaciones significativas entre casi todos los casos analizados excepto entre las capturas de las islas occidentales (La Palma y El Hierro) y las orientales (Fuerteventura y Lanzarote), así como entre Tenerife y El Hierro. Esto ocurre también en la distribución del esfuerzo entre las islas occidentales y orientales, así como en la abundancia (CPUE) entre Gran Canaria y las islas orientales, y entre Tenerife con las islas occidentales, mostrando un patrón diferente entre islas orientales y occidentales con la existencia de una zona de transición entre Tenerife y Gran Canaria. No obstante, y corroborando lo antes descrito, en todos los caso se observa que el patrón de distribución temporal no es homogéneo a lo largo del año (tabla 3.8) y muestra diferencias importantes entre ambas partes del Archipiélago.

Tabla 3.6.- Test de Normalidad de Shapiro-Wilk para los datos procedentes de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias (p-valor>0.05).

	Captura	Esfuerzo	CPUE
Canarias	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Gran Canaria	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Fuerteventura	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Lanzarote	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Tenerife	< 0.01	< 0.01	< 0.01
La Gomera	< 0.01	< 0.01	< 0.01
La Palma	< 0.01	< 0.01	< 0.01
El Hierro	< 0.01	< 0.01	< 0.01

En el conjunto del Archipiélago (figura 3.17) se observa que el grueso de las capturas se obtienen entre junio y agosto (65,23 %; tabla 3.9). Sin embargo, en las islas más occidentales (La Palma y El Hierro) las mayores capturas se obtienen

RESULTADOS

entre abril y junio (98.45%) y entre abril y julio (89.85%), respectivamente, mientras que en Tenerife y La Gomera dichos máximos se localizan entre junio y agosto (65.12% y 72.68%, respectivamente). Por otro lado, en Gran Canaria estas se registran entre mayo y junio (72,24%), mientras que en las islas más orientales (Fuerteventura y Lanzarote) las capturas más altas se obtienen entre junio y septiembre (89.28%) y entre junio y octubre (92.79%), respectivamente.

En el caso del esfuerzo de pesca, el patrón de distribución del mismo a lo largo del tiempo es similar al descrito para las capturas, con ligeras variaciones (figura 3.18), de modo que para el conjunto de las islas este se centra entre los meses de junio y agosto (45.02%). En La Palma el mayor esfuerzo se despliega entre abril y junio (96%), y entre mayo y julio (74.4%) en El Hierro. Igualmente, este mayor despliegue ocurre en Tenerife y la Gomera entre junio y agosto (63.12% y 65.35%, respectivamente), entre mayo y agosto (84.31%) en Gran Canaria, mientras que en las más islas orientales se presenta entre junio y septiembre para Fuerteventura (81.7%) y entre junio y octubre para Lanzarote (90.95%).

No obstante, este patrón de capturas y esfuerzo descrito a partir de las series proporcionadas por el Gobierno de Canarias dejan entrever la existencia de dos picos de máxima abundancia de esta especie en el área (figura 3.19), uno entre mayo y junio (24.79%) y otro entre septiembre y octubre (23.51%). Al analizar las oscilaciones anuales de la CPUE por isla se observa que ambos picos se corresponden con un cambio en la distribución espacial de la pesquería, localizándose inicialmente en la vertiente occidental y luego en la oriental del Archipiélago. Así, en el área más occidental (La Palma y El Hierro) las CPUE más altas se producen entre abril y junio (86,07% y 63,28%, respectivamente), aunque se El Hierro acontece un pico secundario importante en agosto (20,98%). Mientras que en La Gomera se registra un único pico de abundancia entre mayo y agosto (65,38%), en Tenerife se observa la existencia de dos picos de CPUE, uno entre abril y junio (35,8%) y otro entre septiembre y octubre (25,07%). En Gran Canaria los mayores valores de CPUE se producen entre abril y junio (73,92%), con un valor alto también en octubre (10,63%), mientras que en las islas orientales los valores altos de CPUE se desplazan hacia junio y octubre en Fuerteventura (81,35%) y a junio y noviembre en Lanzarote (87,09%).

Tabla 3.7.- Correlaciones lineales de Spearman entre los datos mensuales procedentes de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias (p-valor<0,05).

Islas	Captura		Esfuerzo		CPUE	
	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor
Canarias - Gran Canaria	0,76	<0,01	0,76	<0,01	0,54	<0,01
Canarias - Fuerteventura	0,68	<0,01	0,67	<0,01	0,49	<0,01
Canarias - Lanzarote	0,8	<0,01	0,74	<0,01	0,67	<0,01
Canarias - Tenerife	0,9	<0,01	0,88	<0,01	0,84	<0,01
Canarias - La Gomera	0,68	<0,01	0,72	<0,01	0,41	<0,01
Canarias - La Palma	0,24	0,02	0,26	0,01	0,12	0,23
Canarias - El Hierro	0,3	<0,01	0,36	<0,01	0,06	0,53
Gran Canaria - Fuerteventura	0,48	<0,01	0,44	<0,01	0,76	<0,01
Gran Canaria - Lanzarote	0,55	<0,01	0,59	<0,01	0,49	<0,01
Gran Canaria - Tenerife	0,55	<0,01	0,54	<0,01	0,4	<0,01
Gran Canaria - La Gomera	0,44	<0,01	0,46	<0,01	0,37	<0,01
Gran Canaria - La Palma	0,22	0,03	0,21	0,04	0,03	0,77
Gran Canaria - El Hierro	0,36	<0,01	0,39	<0,01	0,12	0,23
Fuerteventura - Lanzarote	0,72	<0,01	0,7	<0,01	0,55	<0,01
Fuerteventura - Tenerife	0,55	<0,01	0,46	<0,01	0,45	<0,01
Fuerteventura - La Gomera	0,38	<0,01	0,37	<0,01	0,35	<0,01
Fuerteventura - La Palma	-0,05	0,66	0,01	0,89	-0,07	0,49
Fuerteventura - El Hierro	-0,03	0,76	-0,04	0,71	-0,03	0,74
Lanzarote - Tenerife	0,71	<0,01	0,64	<0,01	0,55	<0,01
Lanzarote - La Gomera	0,5	<0,01	0,47	<0,01	0,48	<0,01
Lanzarote - La Palma	0,03	0,79	-0,02	0,85	0,09	0,38
Lanzarote - El Hierro	-0,02	0,81	0,02	0,87	-0,06	0,54
Tenerife - La Gomera	0,73	<0,01	0,76	<0,01	0,43	<0,01
Tenerife - La Palma	0,27	0,01	0,26	0,01	0,15	0,13
Tenerife - El Hierro	0,19	0,06	0,28	0,01	0,02	0,88
La Gomera - La Palma	0,26	0,01	0,24	0,02	0,32	<0,01
La Gomera - El Hierro	0,32	<0,01	0,35	<0,01	0,23	0,03
La Palma - El Hierro	0,3	<0,01	0,33	<0,01	0,25	0,01

Tabla 3.8. - Resultados del Test de Kruskal-Wallis para el estudio de la dependencia temporal de los datos mensuales de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.

N = 96	Captura		Esfuerzo		CPUE	
	H	p-valor	H	p-valor	H	p-valor
Canarias	67,48	<0,01	66,86	<0,01	43,75	<0,01
Gran Canaria	53,72	<0,01	55,31	<0,01	26,97	<0,01
Fuerteventura	42,92	<0,01	41,22	<0,01	36,67	<0,01
Lanzarote	68,6	<0,01	72,6	<0,01	55,11	<0,01
Tenerife	55,29	<0,01	57,07	<0,01	35,68	<0,01
La Gomera	40,96	<0,01	39,39	<0,01	39,26	<0,01
La Palma	26,74	0,01	26,53	0,01	26,81	<0,01
El Hierro	30,91	<0,01	29,79	<0,01	32,15	<0,01

Tabla 3.9 .- Porcentaje mensuales de los datos procedentes de las Viceconsejerías de Pesca del Gobierno de Canarias.

Mes	Canarias			Gran Canaria			Fuerteventura			Lanzarote		
	Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE
1	0,32	0,88	2,87	0,01	0,04	0,01	0,04	1,39	0,31	0	0	0
2	0,07	0,59	0,81	<0,01	0,12	0,01	0,06	1,55	0,78	0	0	0
3	0,58	1	5,75	1,66	1,83	4,11	0,01	0,26	0,18	0	0	0
4	3,47	3,62	9,65	5,46	5,25	12,4	0,39	0,72	4,36	0,63	0,82	3,83
5	9,48	7,59	13,27	19,57	14,91	38,52	0,9	1,08	5,73	1,92	2,71	5,59
6	23,95	20,21	11,52	32	26,47	23	14,56	10,73	12,1	13,09	12,01	10,56
7	21,57	22,76	9,59	20,66	26,66	5,03	29,49	22,38	21,88	19,07	21,3	11,35
8	19,7	22,05	8,94	12,04	16,27	1,81	34,14	34,19	18,36	25,29	28,62	13,55
9	10,04	9,23	11,35	6,5	5,29	3,49	11,09	14,39	15,27	18,79	18,09	15,34
10	6,04	5,29	12,15	1,64	2,49	10,63	2,32	3,25	13,75	16,54	10,94	17,31
11	3,06	4,25	8,31	0,41	0,62	0,73	4,56	6,4	4,86	4,44	5,1	18,99
12	1,71	2,53	5,79	0,04	0,04	0,26	2,42	3,66	2,42	0,22	0,41	3,5
Mes	Tenerife			La Gomera			La Palma			El Hierro		
Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE	Captura	Esfuerzo	CPUE	
1	0,85	1,68	3,05	0,39	0,64	1,46	0	0	0	0	0	0
2	0,14	0,71	1,01	0,17	0,53	2	0	0	0	0,07	0,13	1,75
3	0,12	0,13	3,62	0,13	0,74	0,7	0,25	1,33	2,21	3,85	6,5	5,72
4	2,94	2,9	8,31	1,33	2,66	3,61	62,69	57,33	22,26	13,73	9,55	18,22
5	8,03	5,11	15,18	8,24	7,23	14,19	14,23	18,67	34,41	23,44	19,5	20,23
6	27,39	22,17	12,31	19,41	17,43	15,05	21,53	<0,01	29,4	35,94	30,24	24,83
7	19,24	19,98	9,45	31,54	26,57	18,42	0,39	1,33	3,47	16,74	24,67	7,7
8	18,49	20,97	8,52	21,73	21,36	17,71	0	0	0	6,19	8,75	20,98
9	8,68	8,54	14,06	9,64	8,93	9,69	0	0	0	0	0	0
10	5,97	6,94	11,01	3,83	7,01	10,48	0	0	0	0,04	0,53	0,54
11	4,13	5,85	7,98	2,91	5,42	5,26	0,92	1,33	8,25	0	0,13	0,04
12	4,03	5,03	5,49	0,68	1,49	1,42	0	0	0	0	0	0

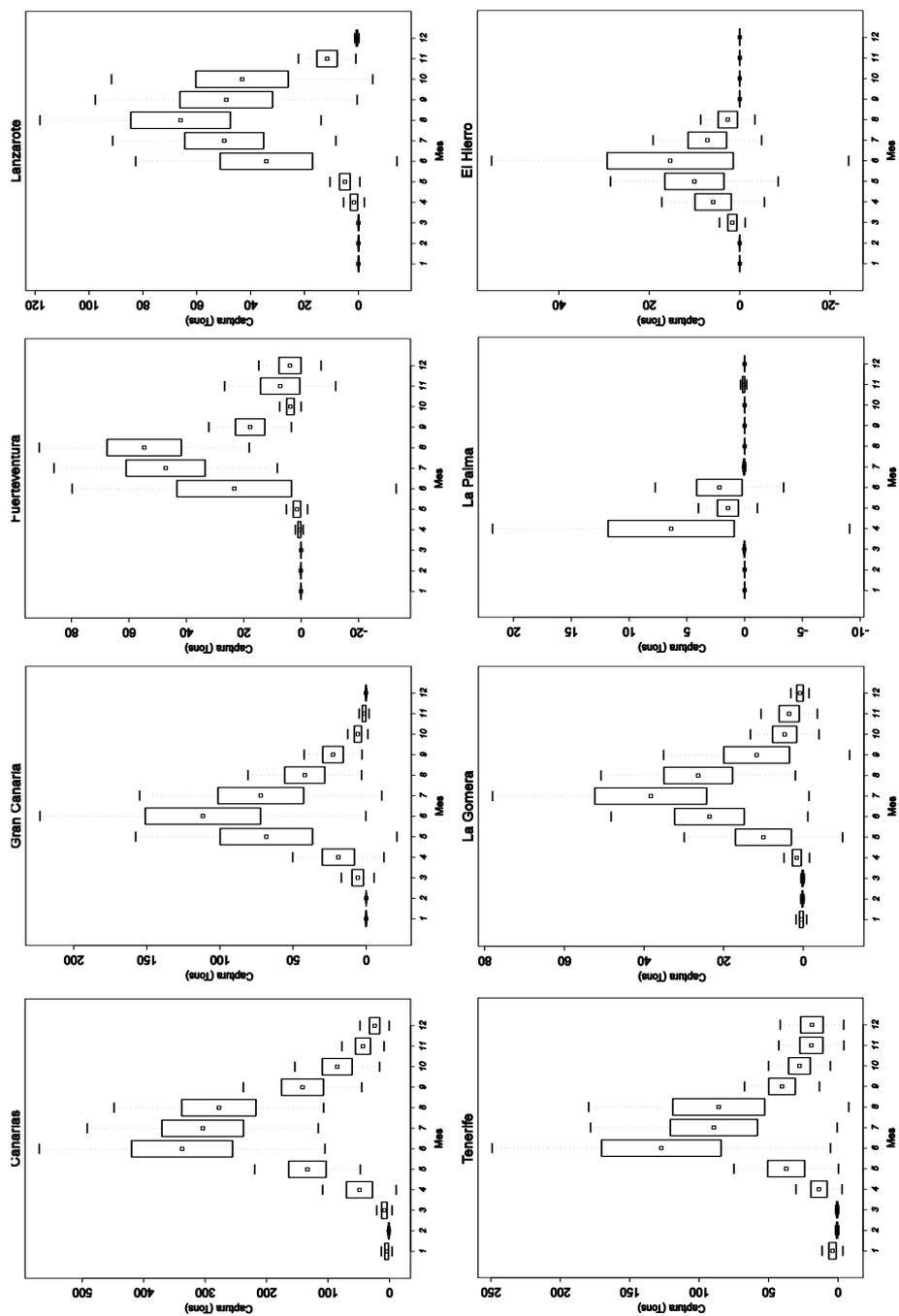


Figura 3.17 .- Box-plot de la dependencia temporal de las capturas de la Viceconsejería de Pesca.

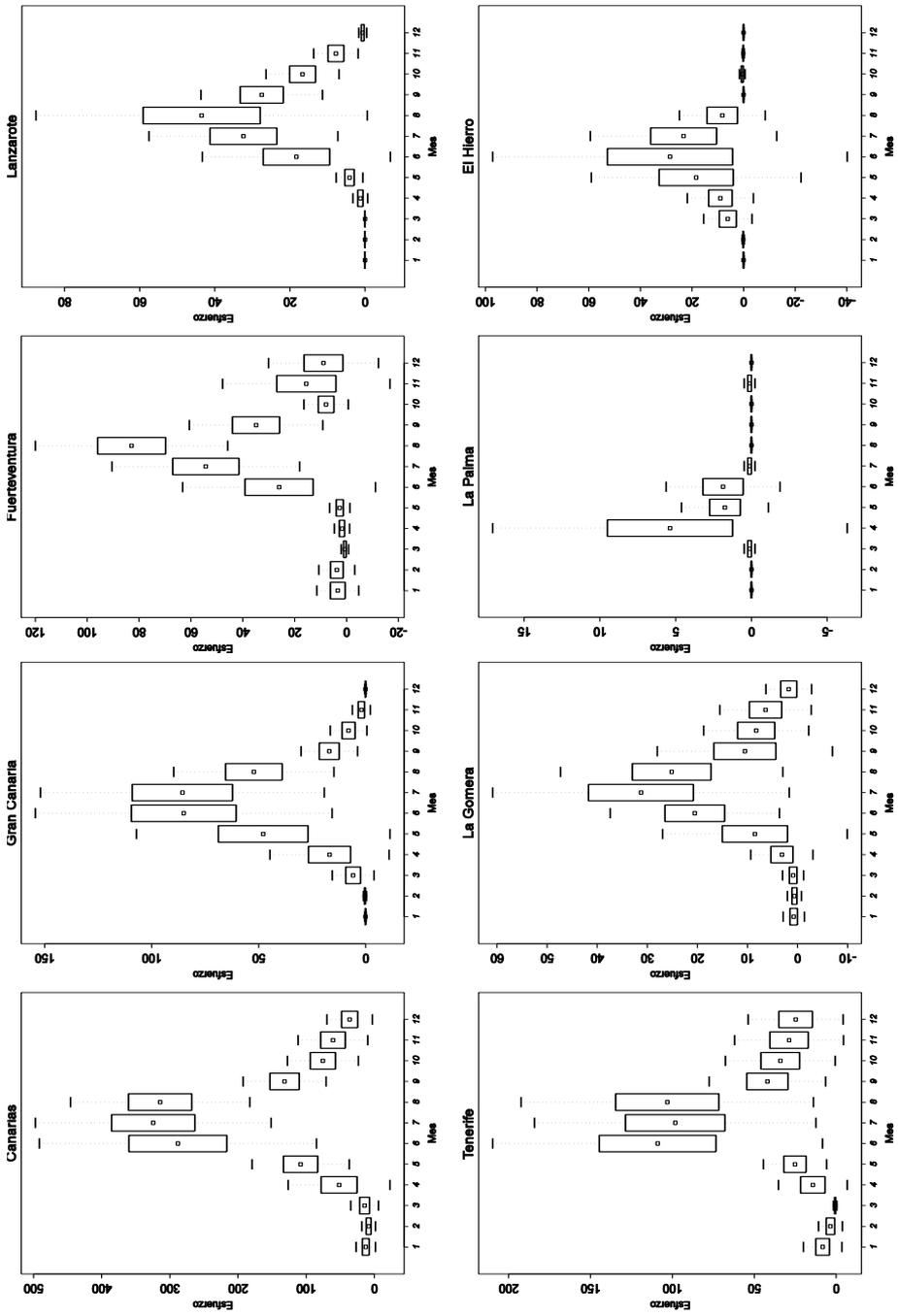


Figura 3.18.- Box-plot de la dependencia temporal del esfuerzo de las Viceconsejerías de Pesca.

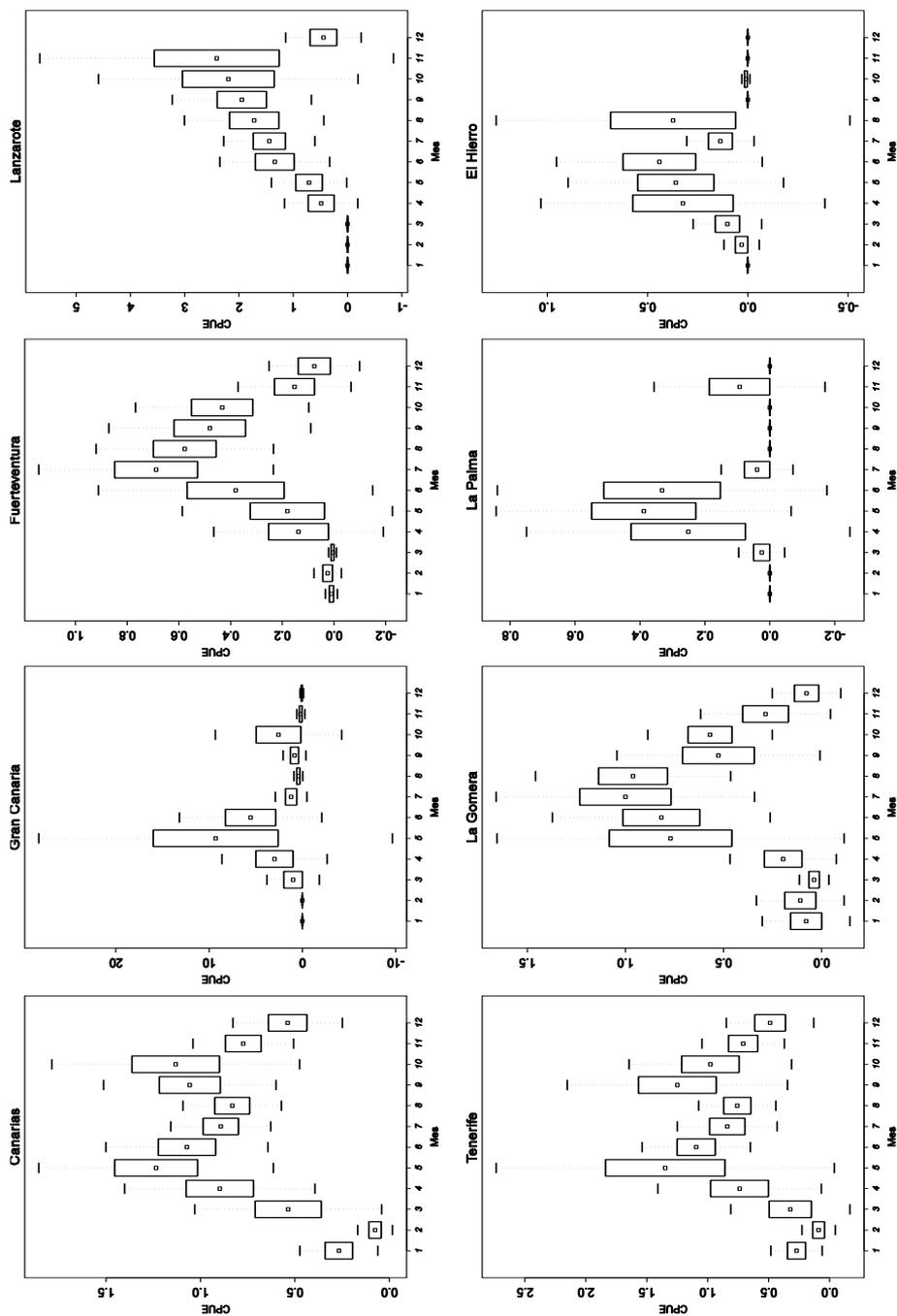


Figura 3.19 .- Box-plot de la dependencia temporal de la CPUE de la Viceconsejería de Pesca.

Estas series de datos de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias muestran dependencia espacial significativa tanto para las capturas (N = 96; H = 362,83; p-valor <0,01), como en el esfuerzo (N = 96; H = 361,54; p-valor <0,01) y CPUE (N = 96; H = 206,24; p-valor <0,01), mientras que la dependencia espacio-temporal es significativa en todos los casos (tabla 3.10), excepto para la CPUE de junio, lo que confirma lo descrito con anterioridad.

Tabla 3.10 .- Resultados del Test de Friedman para el estudio de la dependencia espacio-temporal de los datos de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.

N = 312	Captura		Esfuerzo		CPUE	
	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor
Enero	37,19	<0,01	37,41	<0,01	33,4	<0,01
Febrero	21,04	<0,01	21,32	<0,01	15,81	0,03
Marzo	24,39	<0,01	24,18	<0,01	18,53	0,01
Abril	30,08	<0,01	30,35	<0,01	16,42	0,02
Mayo	36,84	<0,01	34,19	<0,01	19,78	0,01
Junio	37,21	<0,01	34,85	<0,01	11,69	0,11
Julio	36,91	<0,01	39,78	<0,01	29,68	<0,01
Agosto	41,21	<0,01	42,54	<0,01	29,1	<0,01
Septiembre	45,36	<0,01	43,64	<0,01	37,46	<0,01
Octubre	42,49	<0,01	43,47	<0,01	32,64	<0,01
Noviembre	44,89	<0,01	41,64	<0,01	34,64	<0,01
Diciembre	33,4	<0,01	34,16	<0,01	23,62	<0,01

La distribución espacio-temporal de las capturas viene representadas en las figuras 3.20 y 3.21, donde se observa que durante los primeros meses de zafra (marzo-mayo) las capturas más altas se localizan en la isla de Gran Canaria y en las islas occidentales (La Gomera y El Hierro). También se observa que a medida que pasan los meses las capturas se van igualando en todas las islas, para finalmente (septiembre-diciembre) aumentar en las islas más orientales. Por otro lado, se ha de resaltar que entre los meses de marzo y mayo se registran

capturas altas en Gran Canaria, mientras que durante diciembre y febrero es la isla de Tenerife la que presenta mayores capturas. Del mismo modo, entre marzo y mayo se ejerce un mayor esfuerzo en el área de las islas occidentales (figuras 3.22 y 3.23) el cual se va igualando progresivamente por todo el Archipiélago a medida que transcurre el verano, para que finalmente entre septiembre y febrero centrarse en las islas orientales. Un patrón similar se reconoce en la distribución espacio-temporal de la CPUE (figuras 3.24 y 3.25).

Mientras que las series de datos proporcionadas por las cofradía de pescadores y la Viceconsejería permiten un análisis detallado de la pesquería de bonito-listado, en especial del esfuerzo y las variaciones de la abundancia, a lo largo de la geografía del Archipiélago, su corta representatividad en el tiempo (entre unos años y casi dos década) no permiten establecer patrones de variación a mayor escala temporal, cosa que si permite la serie de capturas de ICCAT, aunque sin resolución geográfica deseada a nivel de islas, pero si proporciona una perspectiva geográfica más amplia. Dichas series, al igual que las anteriores presentaron una distribución no normal (Shapiro-Wilk: $W = 0.76$; p -valor <0.01). Su análisis también pone en evidencia la dependencia temporal de la pesquería dibujando diferencias significativas en la distribución mensual de las capturas ($N = 408$; $H = 225,96$; p -valor $<0,01$). Así, el periodo más importantes para la pesquería desarrollada en el conjunto del Archipiélago ocurre entre mayo y noviembre, con un 88,99% de las capturas anuales en promedio (figura 3.26; tabla 3.11). En cambio, en el área de Madeira, la pesca se centra entre junio y octubre (94,2%), mientras que en Azores y el Golfo de Vizcaya la pesca de esta especie ocurre mayoritariamente entre julio y octubre (92,29% y 99,56% respectivamente) (tabla 3.11).

3.1.2. Validación de las capturas procedentes de ICCAT para el área de Canarias.

Las series proporcionas por ICCAT son las series de capturas disponibles de mayor longitud temporal, sin embargo y la igual que ocurre con las series dadas por FAO son las que en principio podrían encerrar un mayor nivel de inexactitud, lo cual podría ser una fuente importante de introducción de error en las estimaciones. Por ello, se hace necesario verificar el grado de

Tabla 3.11 .- Porcentaje mensual de las capturas obtenidas para el área de Canarias entre 1965 y 2008; Madeira entre 1950 y 2008; y Azores entre 1950 y 2008; a partir de ICCAT y del Golfo de Vizcaya entre 1995 y 2008 a partir de AZTI.

Mes	Captura			
	Canarias	Madeira	Azores	Golfo de Vizcaya
1	1,25	0,21	0,03	0
2	0,53	0,1	0,02	0
3	1,43	0,08	0,02	0,02
4	2,96	0,3	0,05	0
5	7,16	3,16	0,58	0,07
6	13,28	8,2	3,9	0,12
7	16,04	17,4	31,71	16,47
8	19,34	21,96	35,37	4,65
9	15,6	22,57	17,86	26,22
10	11,92	15,72	7,35	52,22
11	6,65	8,35	2,73	0,24
12	3,84	1,94	0,37	0

correspondencia entre esta serie y las dadas por los organismos generadores de datos de ámbito más local y que en principio deberían aportar un mayor nivel de exactitud en los registros, como se asume ocurre a nivel de las cofradías de pescadores. La serie de datos de ICCAT se ha generado a partir de la información recopilada por el IEO (Instituto Español de Oceanografía) a través de una red de suministradores de información distribuidos por todos los puertos del Archipiélago, que generalmente recolectan la información directamente de las cofradías de pescadores, por lo que ambas series (la de ICCAT y las de las cofradía) deben ser convergente en los periodos en los que coinciden ambas (1989-2007), al menos en sus correspondientes oscilaciones más que en los valores absolutos (tégase en cuenta que no se dispone de la información de todas las cofradías de pescadores del Archipiélago para realizar este trabajo).

RESULTADOS

Las correlaciones lineales entre las capturas anuales y mensuales de ICCAT y las proporcionadas por las cofradías de pescadores se realizaron a través del método de Spearman, debido a la no normalidad de las series (tabla 3.12). Se observó que existe correlación lineal significativa entre ambos grupos de series (tabla 3.13), excepto con la captura anual desembarcada en Tazacorte. De todas las correlaciones la más importante fue la obtenida entre las capturas anuales ($r = 0,94$; p -valor $<0,01$) y mensuales ($r = 0,9$; p -valor $<0,01$) de ICCAT y la suma de la captura proporcionada por todas las cofradías de las que se dispuso de datos, lo cual puede servir para certificar la fiabilidad de la serie de ICCAT para Canarias.

Tabla 3.12..- Test de Normalidad de Shapiro-Wilk para las capturas anuales procedentes de ICCAT y de las Cofradías de Pescadores (p -valor $>0,05$).

p-valor	Canarias (ICCAT)	La Restinga	Tazacorte	Mogán	Arrecife	Cofradía total
Anual	0,01	$<0,01$	$<0,01$	$<0,01$	$<0,01$	0,06
Mensual	$<0,01$	$<0,01$	$<0,01$	$<0,01$	$<0,01$	$<0,01$

Tabla 3.13..- Correlaciones lineales de Spearman entre los datos mensuales procedentes de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias (p -valor $<0,05$).

Áreas	Correlación anual		Correlación mensual	
	r	p-valor	r	p-valor
Canarias - La Restinga	0,6	$<0,01$	0,50	$<0,01$
Canarias - Tazacorte	0,28	0,17	0,70	$<0,01$
Canarias - Mogán	0,81	$<0,01$	0,70	$<0,01$
Canarias - Arrecife	0,55	$<0,01$	0,68	$<0,01$
Canarias - Cofradía total	0,94	$<0,01$	0,90	$<0,01$

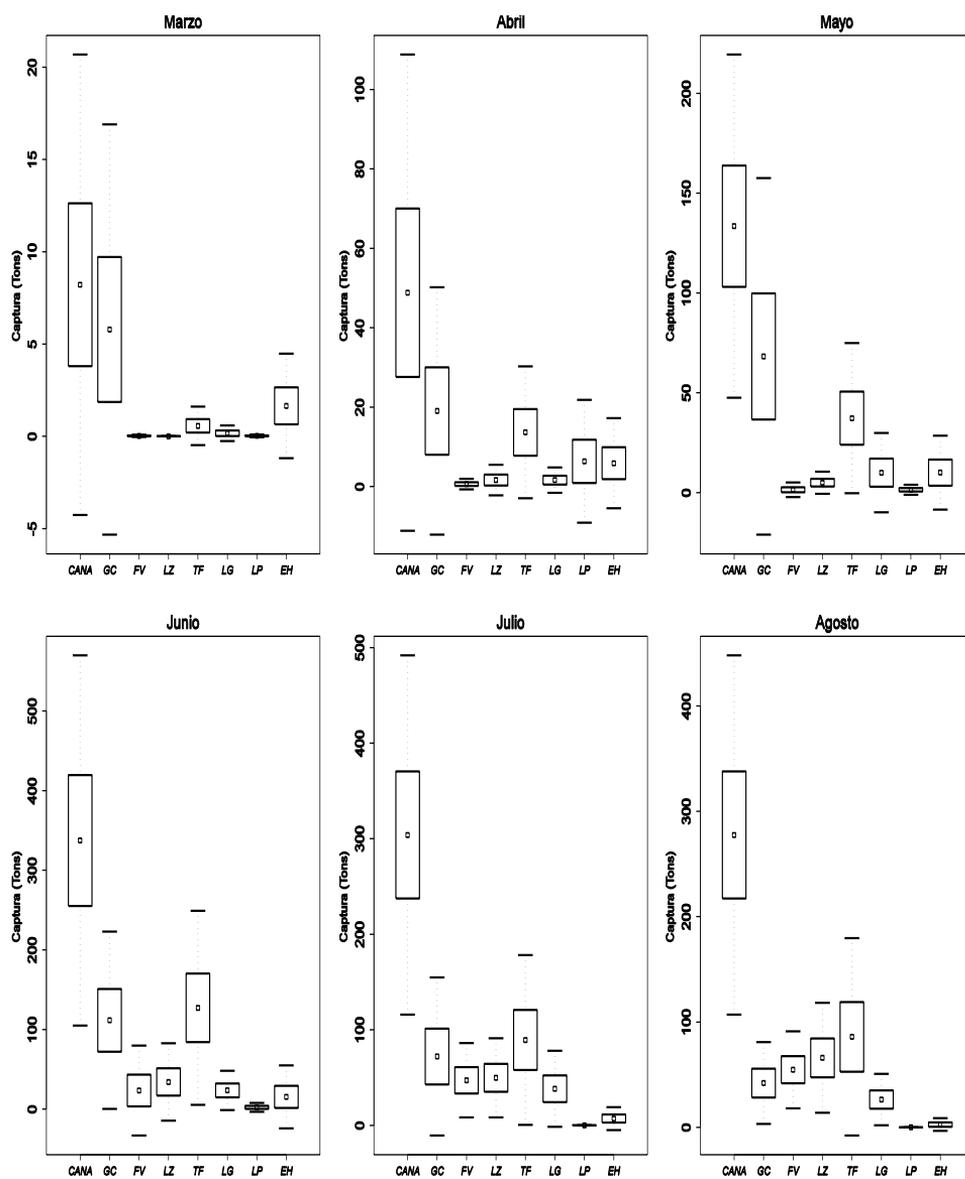


Figura 3.20.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal de las capturas mensuales de la Viceconsejería de Pesca (marzo-agosto).

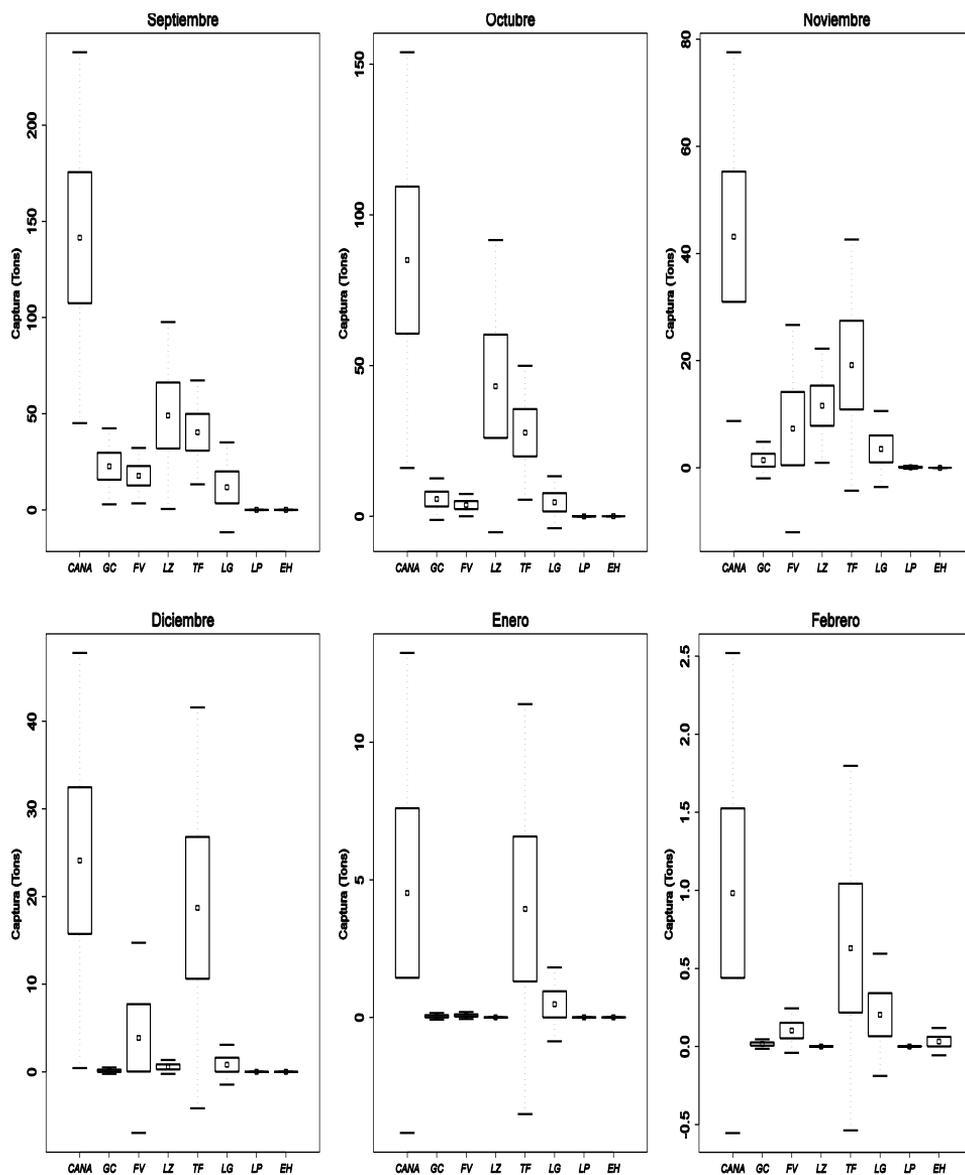


Figura 3.21.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal de las capturas mensuales de la Viceconsejería de Pesca (septiembre-febrero).

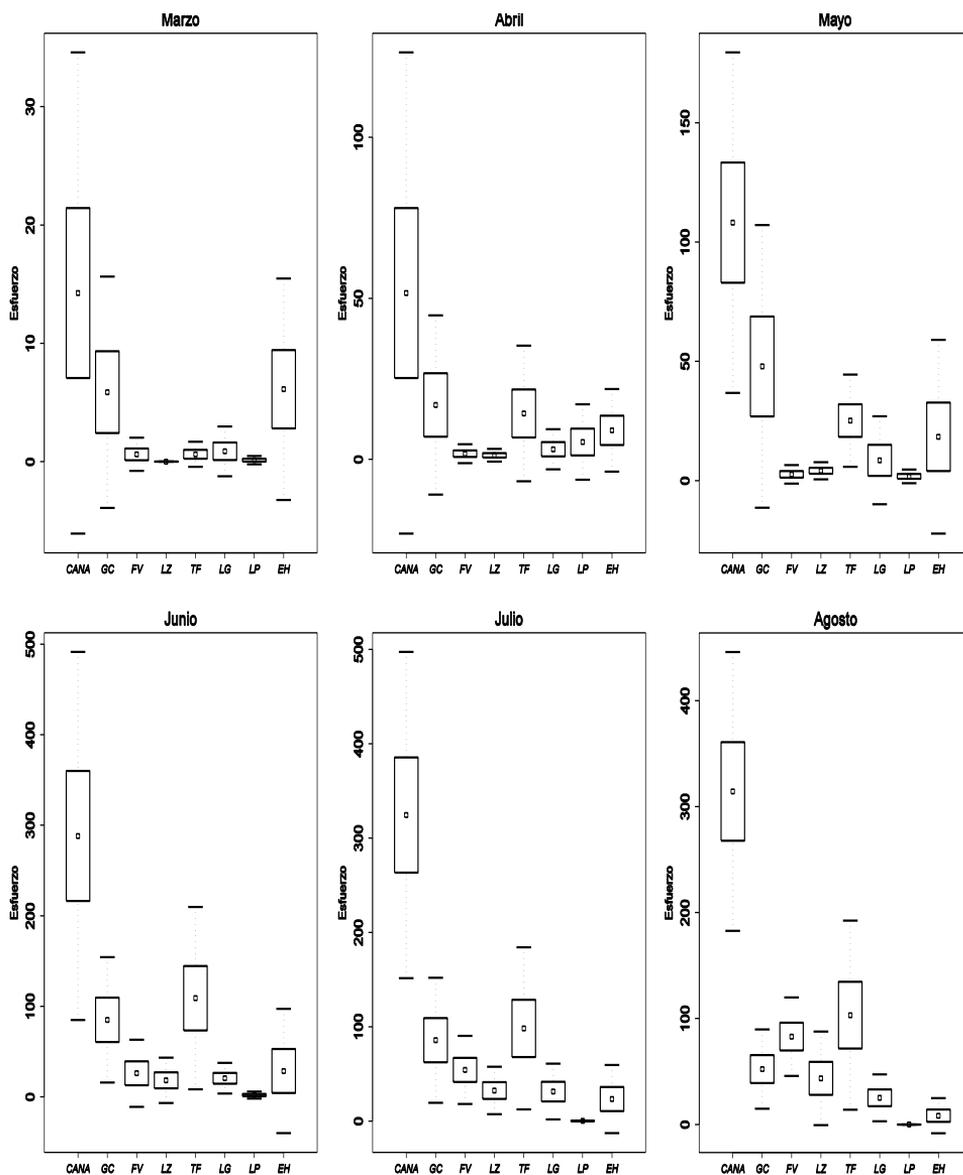


Figura 3.22.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal del esfuerzo mensuales de la Viceconsejería de Pesca (marzo-agosto).

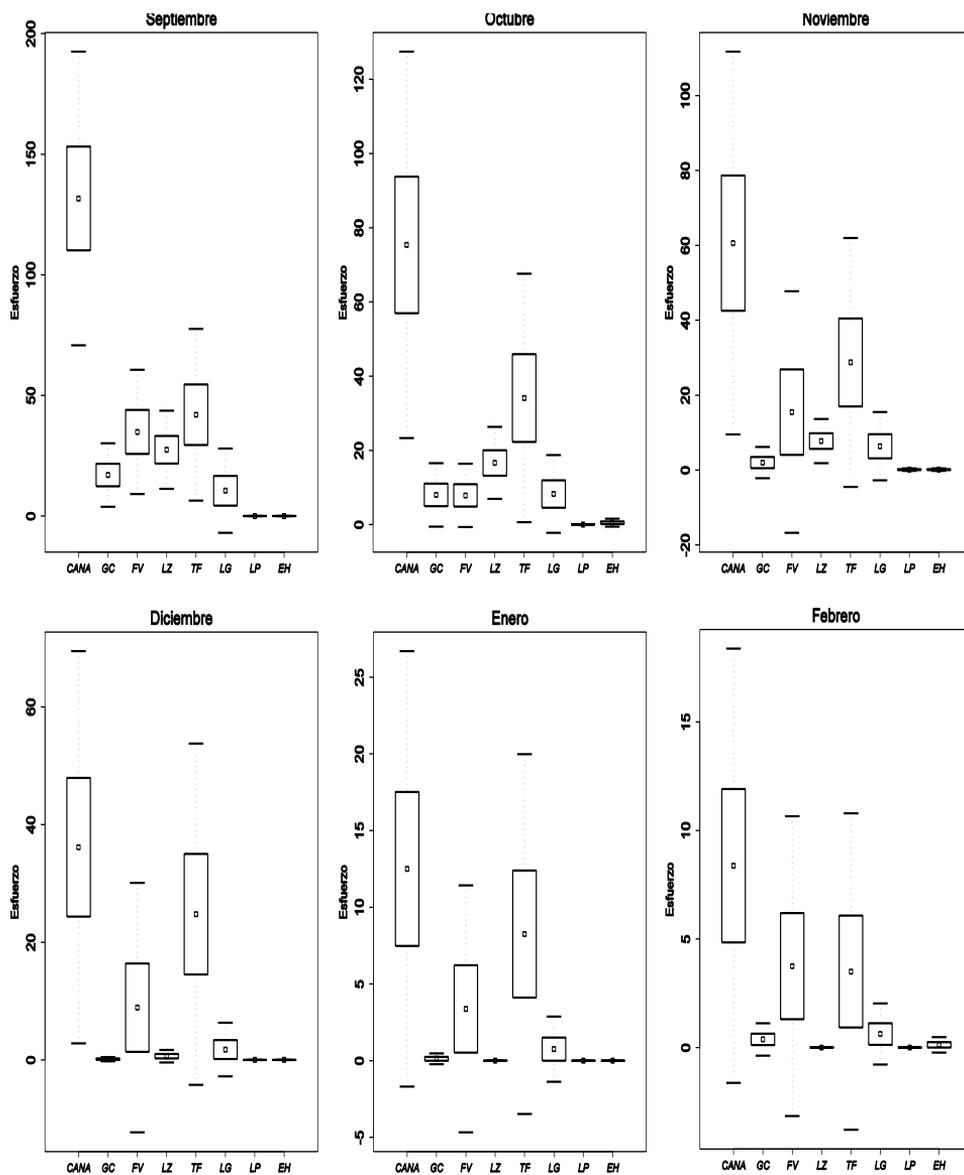


Figura 3.23 .- Box-plot de la dependencia espacio-temporal del esfuerzo mensuales de la Viceconsejería de Pesca (septiembre-febrero).

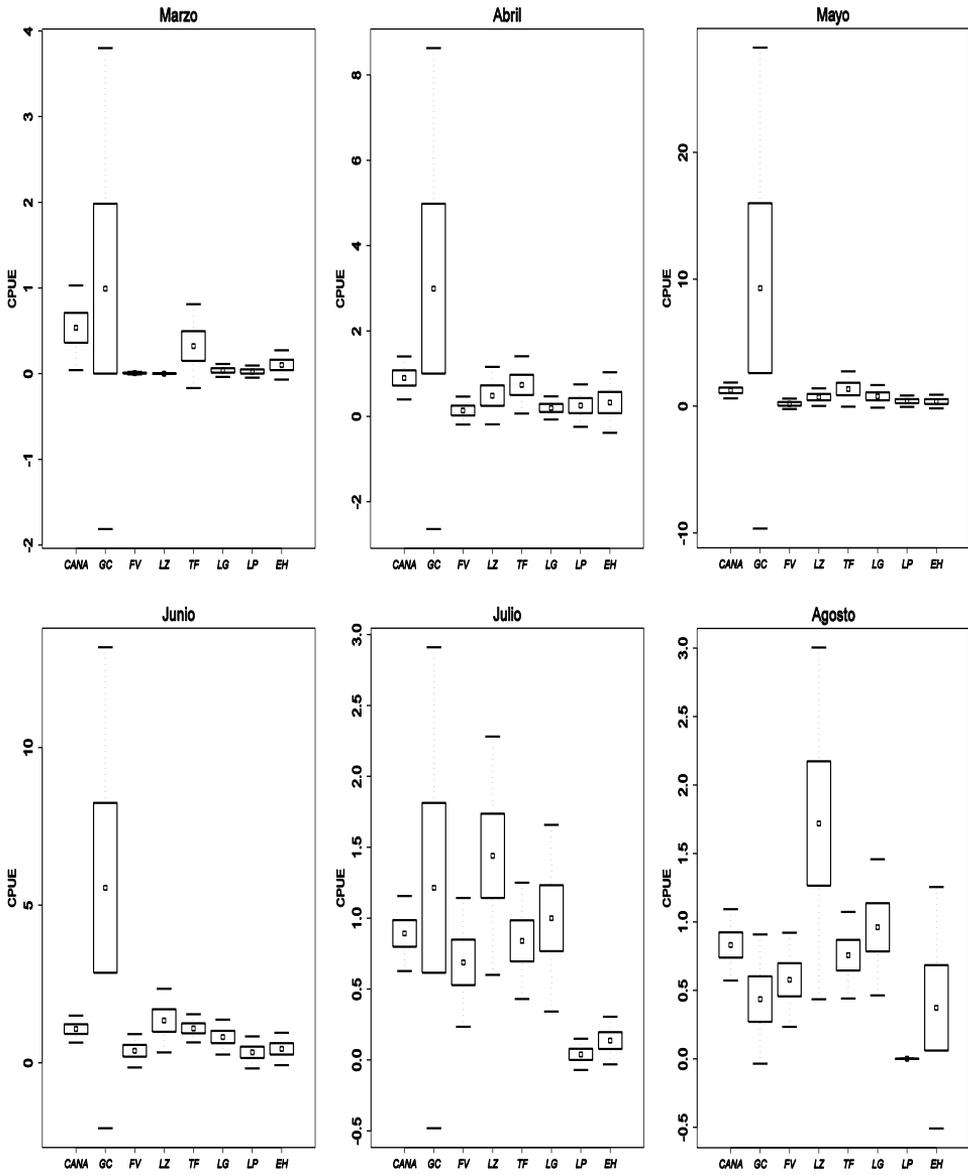


Figura 3.24.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal de la CPUE mensuales de la Viceconsejería de Pesca (marzo-agosto).

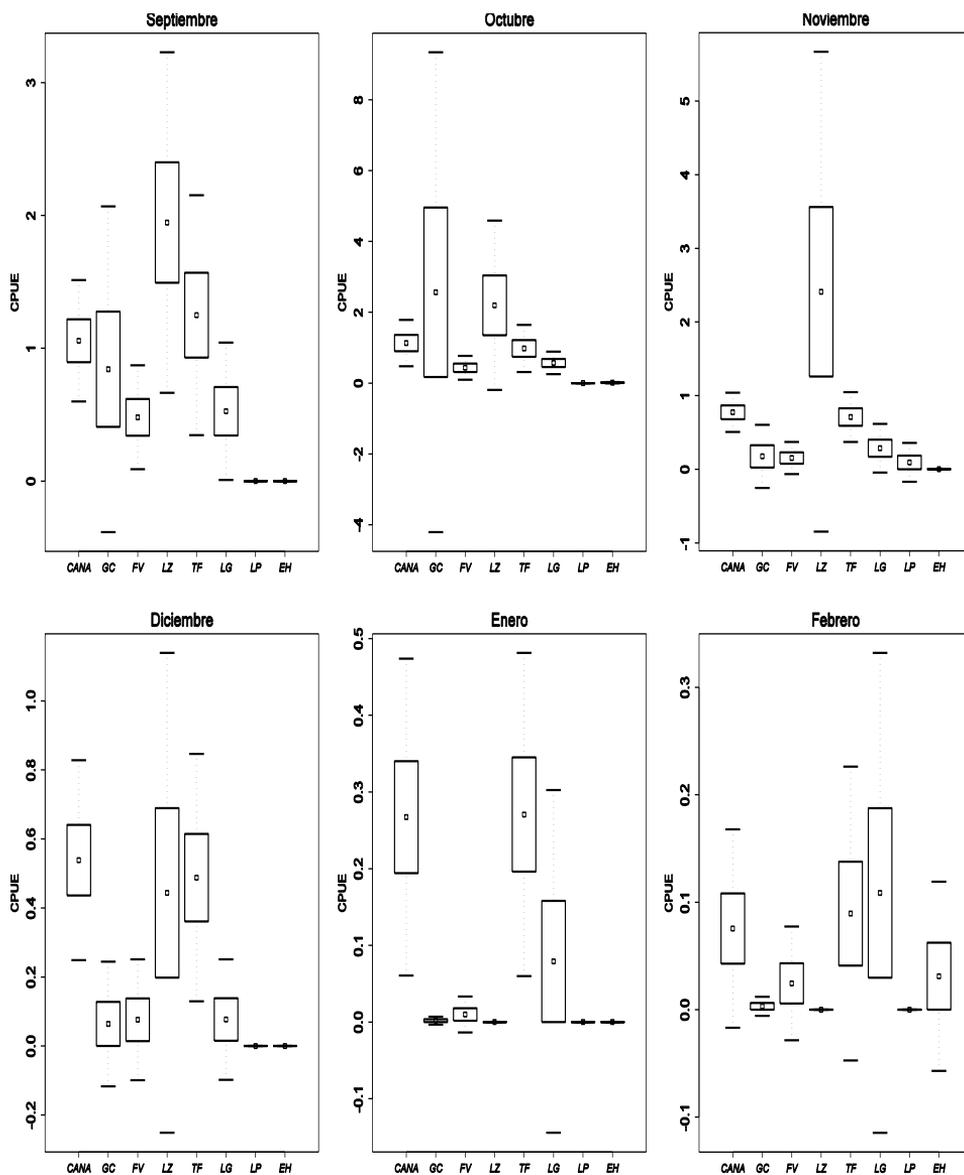


Figura 3.25.- Box-plot de la dependencia espacio-temporal de la CPUE mensuales de la Viceconsejería de Pesca (septiembre-febrero).

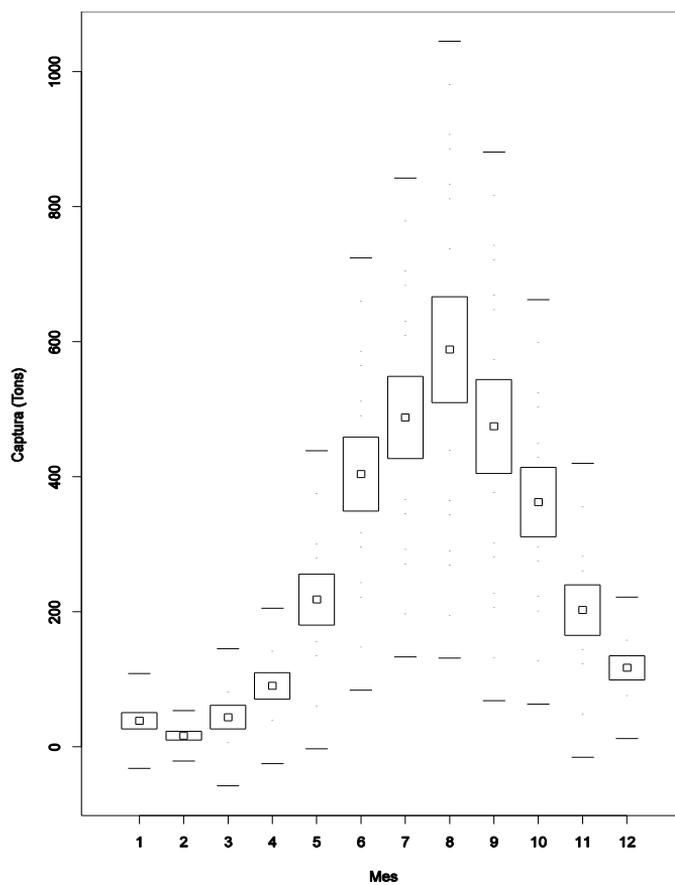


Figura 3.26 .- Box-plot de la dependencia temporal de la captura de ICCAT.

3.2. Área de Maderia

La figura 3.27 muestra las variaciones sufridas en las capturas anuales de bonito-listado entre 1950 y 2008 en el área de pesca entorno al archipiélago de Madeira según la serie de datos suministrados por ICCAT. Se observa una alternancia entre periodos de bajas y altas capturas. Así, entre 1950 y 1961 las capturas fueron relativamente bajas en comparación al intervalo de años ocurrido entre 1962 y 1976. En 1961 se registró un mínimo de capturas (34 Tm), similar al mínimo histórico ocurrido en 1983 (21 Tm). El máximo histórico de pesca se registró en 1971 con 1491 Tm. Entre 1977 y 1988 se dio el periodo en el que se registraron las capturas más bajas con un mínimo en 1983, seguido de un intervalo de fuerte incremento entre 1989 y 1996, alcanzando el máximo histórico en 1991 (5475 Tm). Entre 1997 y 2003 se volvió a registrar un periodo de bajas capturas el cual parece haber mejorado a partir de 2004.

Las serie de capturas mensuales de listado en el área de Madeira mostró una distribución no normal (Shapiro-Wilk: $W = 0,508$; p -valor $<0,01$). Estas muestran una significativa dependencia temporal ($N = 420$; $H = 255,53$; p -valor $<0,01$) (Fig. 29), centrando la actividad pesquera entre julio y octubre (77,65 %, ver tabla 3.11).

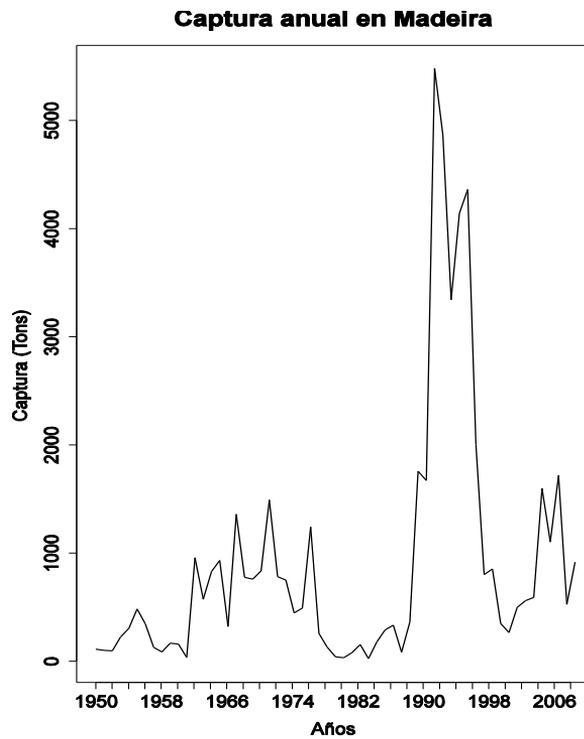


Figura 3.27 .- Representación gráfica de la captura anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT) desde 1950 hasta 2008 para el área de Madeira.

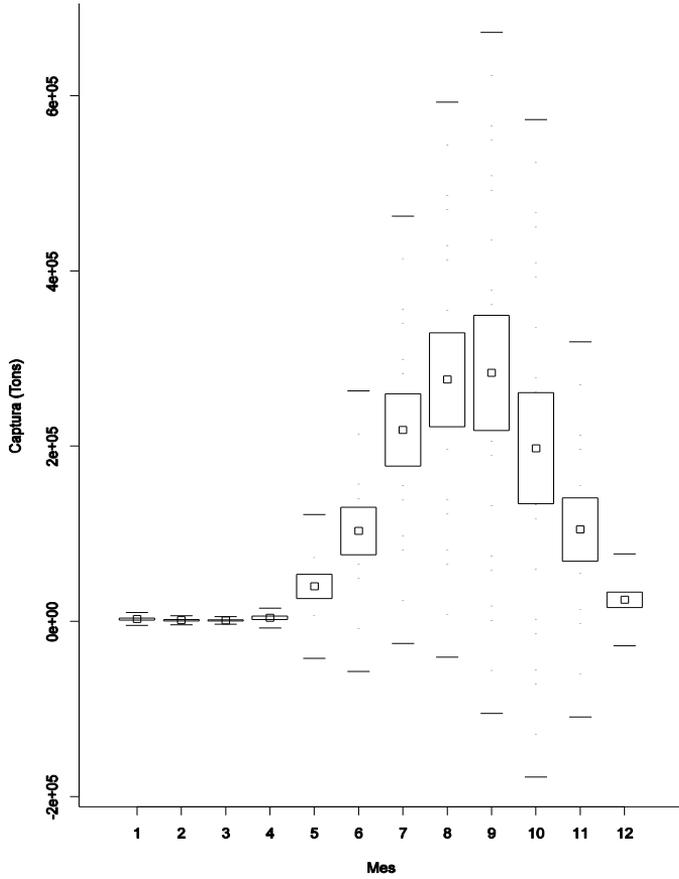


Figura 3.28 .- Box-plot de la dependencia temporal de la captura mensuales para el área de Madeira.

3.3. Área de Azores

Las capturas anuales de bonito-listado obtenidas por la flota portuguesa de cebo vivo que faena en aguas de Azores muestran fuertes oscilaciones con el tiempo (figura 3.29), observándose que entre 1960 y 2005 la serie muestra picos regulares de bajas capturas cada 5 años, con un mínimo histórico en 1957 con 26 Tm, pero irregulares para las altas capturas, con un máximo histórico en 1988 con 13751 Tm.

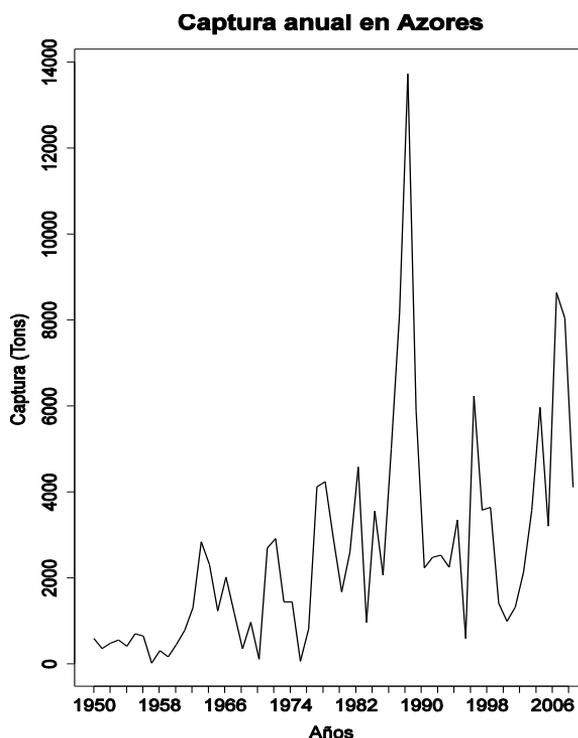


Figura 3.29.- Capturas anuales de listado (*Katsuwonus pelamis*) suministradas por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT) entre 1950 y 2008 para el área de Azores.

La dependencia temporal de las capturas fue realizada a través del Test de “Kruskal-Wallis”, debido a la no normalidad de los datos (Shapiro-Wilk: $W = 0.46$; p -valor < 0.01), apreciándose diferencias significativas en la distribución mensual de las mismas ($N = 552$; $H = 370.26$; p -valor < 0.01 ; figura 3.30), desembarcándose el 84,95 % de las mismas entre julio y septiembre (tabla 3.11).

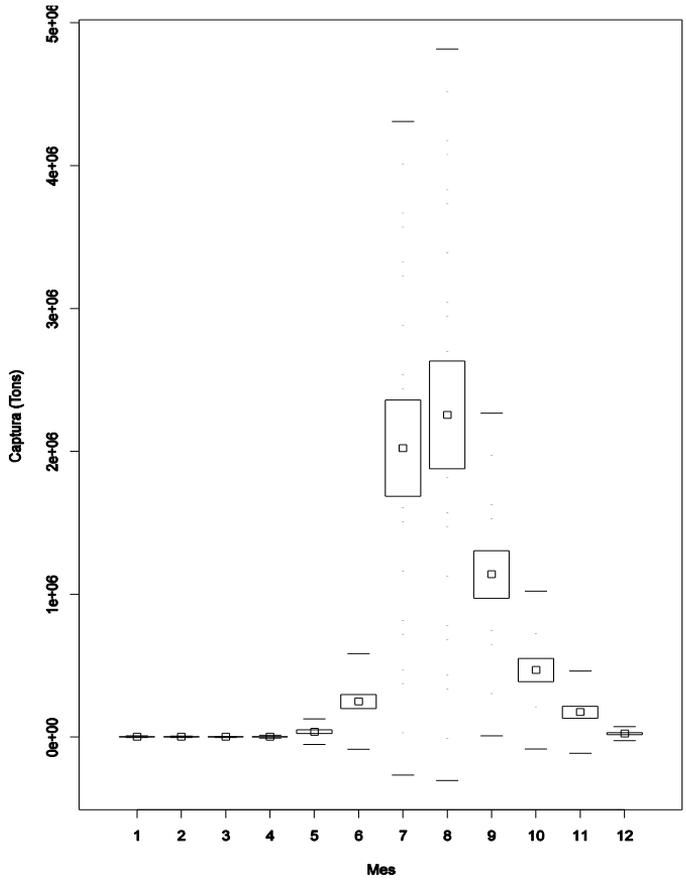


Figura 3.30 .- Box-plot de la dependencia temporal de la captura mensuales para el área de Azores.

3.4. Área de del Golfo de Vizcaya

En el área del Golfo de Vizcaya se observa que la serie de capturas de bonito-listado muestra oscilaciones de aproximadamente 3 años (figura 3.31), aunque desgraciadamente la serie de datos disponible es extremadamente corta (1997-2008) para determinar algún patrón temporal fiable. El máximo de la serie disponible ocurrió en 1997, año en el que se alcanzaron las 434,64 Tm.

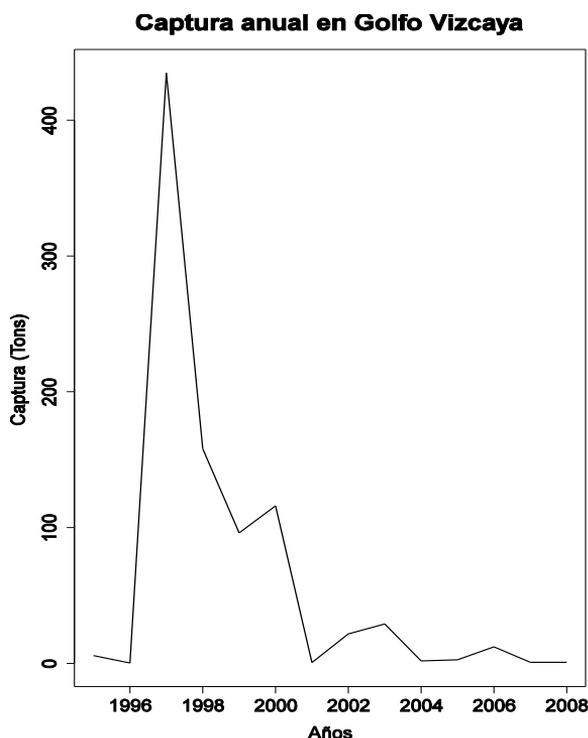


Figura 3.31. - Captura anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenida por la flota española de cebo vivo para el área del Golfo de Vizcaya, entre 1997 y 2008 (datos suministrados por AZTI).

En esta área, las capturas mensuales no se ajustan a una distribución normal (Shapiro-Wilk: $W = 0.13$; p -valor < 0.01), por lo que el análisis estadístico se realizó con ayuda de una prueba no paramétrica (Kruskal Wallis Anova por rangos). Así, se observó que las mismas muestran dependencia temporal significativa ($N = 168$; $H = 83.01$; p -valor < 0.01 ; figura 3.32), con la pesquería centrada principalmente entre los meses de julio y octubre (94,91 %; tabla 3.11).

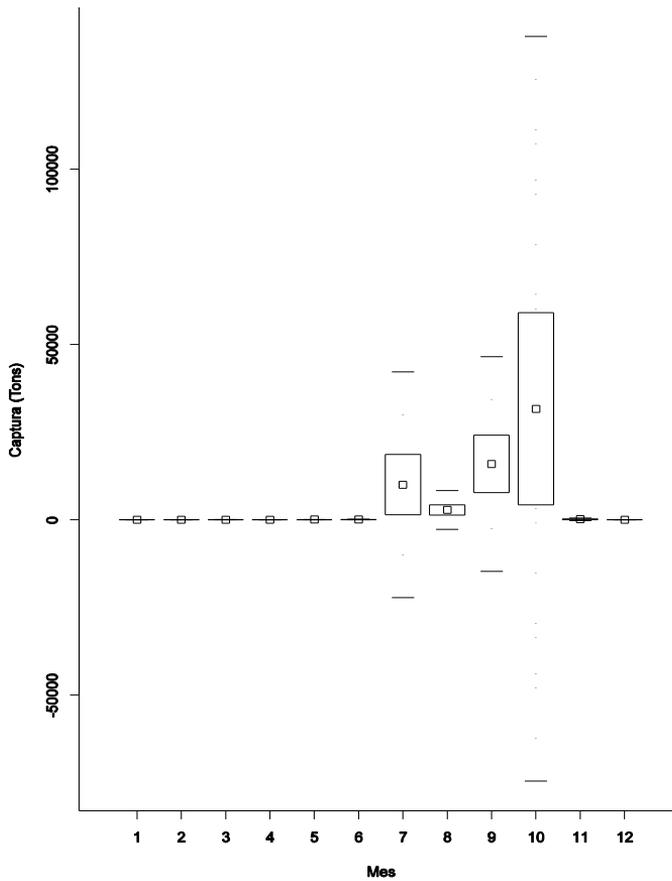


Figura 3.32.- Box-plot de la dependencia temporal de la captura mensuales para el área del Golfo de Vizcaya.

4 DISCUSIÓN

El bonito-listado constituyen el principal recurso pesquero de las Islas Canarias, especialmente en lo referente a volúmenes de captura e importancia económica de los mismos (Bas *et al.*, 1995), aunque la estacionalidad de la pesquería no permite que exista una parte de la flota especializada y dedicada exclusivamente a su captura (hay que exceptuar algunas unidades con base en el puerto de Arrecife de Lanzarote, y que faena durante gran parte del año en aguas ajenas al Archipiélago). En general, aunque cada vez con menor intensidad, durante el periodo asociado a la zafra de atunes (de junio a octubre, según los años), la actividad pesquera artesanal se centra casi exclusivamente en la captura de estos túnidos, lo que permite un cierto descaso a los recursos bento-demersales de aguas neríticas del Archipiélago (González-Ramos, 1992; Hernández-García *et al.*, 2002).

Por otro lado, a pesar de que el nivel de explotación sobre la mayoría de los stocks de listado a nivel mundial se ha incrementado constantemente, las investigaciones han sido poco acertadas a la hora de establecer el nivel máximo de capturas sostenibles en los mismos (Fonteneau, 1986). Igualmente, en el Atlántico, las capturas de túnidos han sido infravaloradas y, a pesar de la alta intensidad del esfuerzo pesquero, no se han sugerido reducciones en el reclutamiento debido a sobreexplotación (Fonteneau, 1987). En este contexto, las capturas anuales de bonito-listado (*Katsuwonus pelamis*) obtenidas por el método de cebo vivo en las aguas que rodean a los archipiélagos de Canarias, Madeira y Azores, y Golfo de Vizcaya muestran fuertes oscilaciones en el tiempo, pero sin una tendencia clara, aunque se ha constatado un reducción importante en los rendimientos más recientes. En todos los casos, los máximos de captura se obtuvieron entre las décadas de 1980 y 1990, aunque sin guardar un patrón común entre zonas de pesca. Así, mientras que en Azores se alcanzó el máximo

histórico de capturas a finales de década de 1980, Madeira lo logró en plena década de 1990, al tiempo que Azores entraba en una importante regresión. Curiosamente entre 1996 y 1997 Azores inició una corta recuperación mientras las capturas en Madeira descendían vertiginosamente. A partir del año 2005 ambas pesquerías han entrado en una nueva y tímida fase recuperación y subsiguiente caída, pero esta vez en simultáneo. Canarias, sin embargo, presenta un patrón oscilatorio de las capturas relativamente más estable en el tiempo, aunque no menos complejo. Se comporta como sumatorio de las oscilaciones temporales observadas en Azores y Madeira, a modo de zona de transición previa a las dos áreas más septentrionales. No hay que olvidar que esta especie se recluta en el Golfo de Guinea y realiza anualmente migraciones hacia aguas septentrionales acopladas al patrón de variación estacional de la temperatura del agua del mar en latitud (González-Ramos, 1992; FAO, 1994), lo cual podría ayudar a explicar el patrón observado en las capturas canarias con respecto a Madeira y Azores. Por otro lado, las capturas en el Golfo de Vizcaya muestran un patrón de variación similar al descrito para Madeira, pero con una regresión muy importante a partir del máximo de 1997. Desgraciadamente, la serie de datos de capturas disponible para esta última zona no permite hacer muchas conjeturas al respecto, debido a la escasa extensión temporal de la misma.

En Canarias, donde se ha dispuesto de series de captura con mayor precisión temporal y espacial, se observa una disminución considerable de las capturas a partir de 1998, de la cual parece recuperarse ligeramente en el 2006 y a partir de 2008. Los factores que pueden estar detrás de las oscilaciones observadas en dichas series, y la caída en las capturas experimentada desde finales de la década de 1990, pueden ser múltiples, sin descartar la posibilidad de que sean síntoma de agotamiento de este recurso. No obstante, Chassot *et al.* (2009) consideran que el stock de bonito-listado del Atlántico Centro-oriental se encuentra aún subexplotado. Así, partiendo de esta idea, la variabilidad descrita no puede ser únicamente achacable a la estructura pesquera de Canarias o del resto de las regiones insulares del área, de forma individual o en conjunto (Gouveia y Mejuto, 2003).

En Canarias, a lo largo de los dos últimos decenios se han publicado diversos informes y trabajos sobre ictiología y, en menor medida, de pesca, que indican que la mayor parte de las especies bento-demersales sometidas

a explotación en el Archipiélago muestran síntomas de sobreexplotación, coincidiendo con una disminución en la productividad de los diferentes caladeros donde actúan las distintas flotas artesanales insulares, especialmente en Gran Canaria (Hernández-García *et al.*, 2002). No obstante, los motivos que han provocado el reciente descenso de las capturas de todas las especies pelágicas oceánicas, como son los túnidos, no se puede buscar únicamente en el entorno próximo a las islas, ya que sobre dichas poblaciones actúan toda una serie de factores de ámbito mesoescalear, tanto de tipo climático (Gouveia y Mejuto, 2003) como pesqueros. El papel de estos último, paradójicamente, resulta más complicado de evaluar ya que no existen series de captura lo suficientemente detalladas, y menos aún del esfuerzo realizado por las diferentes modalidades de flota que actúan sobre esta especie, siendo el existente poco informativo y difícil de estandarizar (Chassot *et al.*, 2009).

Los stocks de listado del Atlántico, al igual que los stocks de esta especie en otros océanos, presentan una serie de características que dificultan extraordinariamente su evaluación mediante los modelos al uso (Chassot *et al.*, 2009). Estas características son las siguientes: (1) reclutamiento continuo a lo largo del año, pero heterogéneo en el espacio y tiempo (Collette y Nauen, 1983; Cayré y Farrugio, 1986; Fromentin y Restrepo, 2001; Andrade y Teixeira Santos, 2004), por lo que no es posible la identificación y seguimiento de cohortes individualizadas (Fonteneau, 1987); (2) un aparente crecimiento variable entre zonas ((Bard y Antoine, 1986; Pillay y Gopakumar, 1989; Gaertner *et al.*, 2008), lo que dificulta la interpretación de las distribuciones de tallas y su conversión en edades; (3) la explotación por muchas y distintas flotas (cebo vivo, cerco, etc.) con coeficiente de mortalidad y selectividad distintos y no constantes (Gaertner, 2010); y (4) el nivel de incertidumbre existente en los datos que se requirieren conocer para la gestión se ha de realizar a través de una aproximación estadística (Hilborn, 1992; Chassot *et al.*, 2009). Esto dificulta la estimación del esfuerzo efectivo, y consecuentemente la mortalidad por pesca, que se ejerce sobre el stock del Atlántico Centro-oriental, dificultando realizar evaluaciones estándar (Fonteneau, 1987; Laloë, 1989; Gascuel y Foucher, 1993; Maury y Restrepo, 2001; Chassot *et al.*, 2009).

Una aproximación diferente fue la realizada por Solari (2008), que no establecen una evaluación del recurso si describe las oscilaciones en la abundancia del stock, a diferentes escalas geográficas, a partir de una aproximación matemática, no

lineal, consistente en la sumatoria de ajustes polinómicos parciales a la serie de capturas. Solari (2008) plantea que la población de bonito-listado que se distribuye a lo largo del Atlántico Centro-Oriental, entre el Golfo de Guinea y el Golfo de Vizcaya, entró en una fase de expansión en la década de 1990, procedente de un nivel previo de abundancia y reclutamiento menor en las décadas de 1970 y 1980, que permitió un incremento de las capturas obtenidas en todo el área. Chassot *et al.* (2009) explica este incremento en las capturas globales del área por el cambio de estrategia de pesca que significó el intensivo uso de FADs, particularmente en el área de pesca conocida como Sherbro sur (0-5° N – 10-20° O), así como la posterior caída de las captura pudo ser consecuencia de una reducción del esfuerzo de pesca en el área, al disminuir el número de barcos y la implantación de la moratoria de pesca entorno a objetos, durante los meses de noviembre a enero, entre los 4° S y 5° N. No obstante, no hay motivos para que estos cambios en la estrategia de pesca en aguas próximas al ecuador, que afectan principalmente a las flotas de cerco, tengan su reflejo en las capturas estacionales observadas en Canarias, Madeira y Azores, donde las flotas de pesca artesanal de cebo vivo no han sufrido variaciones significativas en su poder de pesca (no se usa la modalidad de cerco para pescar túnidos), y no usan objetos para concentrar los cardúmenes de túnidos. Bien al contrario, tanto la moratoria de pesca sobre FADs como la reducción de la flota de cerqueros, debería haber permitido un incremento en la disponibilidad de peces para las flotas de cebo vivos de los archipiélago más septentrionales del Atlántico Centro-oriental a principios de la década de 2000, cosa que no ocurrió.

A diferencia de lo anterior, Solari (2008) justifican este incremento en el reclutamiento en un hipotético cambio en las condiciones ambientales que determinan la capacidad de carga del sistema en el que se desarrolla la especie, y que hace que la misma oscile entre dos niveles de abundancia que conforman una orbitas de variación entorno a sus respectivos centros de estabilidad, a modo de atractores fractales (Solari, 2008). Cada una de estas órbitas vendrían establecidas por una determinada capacidad de carga del sistema que encorsetaría las oscilaciones de la biomasa de la población, con fases de compensación seguidas de otras de depensación, en cuasi ciclos de 6 a 8 años dependiendo de característica ambientales específicas. Cuando dichas condiciones lo permiten, una reducción en la mortalidad larvaria favorecería el reclutamiento de la especie, que se ha de

reflejar necesariamente en la pesquería tras el correspondiente retardo asociado al tiempo que estos peces necesitan para alcanzar la talla de reclutamiento al arte, tras incorporarse a las diferentes áreas de pesca durante su migración estacional; esta edad de reclutamiento al arte puede estar oscilando entre 0 y 1,5 años dependiendo de las zonas y partes del año (Fromentin y Restrepo, 2001; Andrade y Kinas, 2004). En el Atlántico Centro Oriental, y concretamente en Canarias, se han realizado estudios similares con el pulpo, demostrando que la Oscilación de Atlántico Norte (NAO) y la temperatura superficial del mar están detrás de las oscilaciones interanuales de esta especie (Hernández-García *et al.*, 2002; Solari, 2008; Caballero-Alfonso *et al.*, 2010).

El bonito-listado al migra estacionalmente a lo largo de un gradiente de latitud, entre zonas próximas al ecuador y 58° N (Collette y Nauen, 1983), siendo afectado por una multiplicidad de perturbaciones externas de naturaleza dinámica (evolucionan con el tiempo) (Collette y Nauen, 1983; González-Ramos, 1992; Solari, 2008). En éste sentido, existe un número creciente de evidencias que sugieren que la capa superior del océano (donde estos peces son reclutados y por la que migran preferentemente) está afectada por procesos oceanográficos, atmosféricos y climáticos de forma más directa que el resto del océano. Por ejemplo, la distribución espacial de “espuma” (Kerman y Szeto, 1994), formación de olas por el viento (Lionello y Sanna, 2005; Rózyński, 2010; Cañellas *et al.*, 2010), circulación oceánica debida al viento (Penduff *et al.*, 2010; Chhak y Moore, 2007) y ruptura de las mismas (Kerman y Szeto, 1994), distribución de la temperatura (Fu, 1994, 1995), longitud de isotermas y patrones de la temperatura superficial en turbulencias mesoescales (Bunimovich *et al.*, 1993) y “comportamiento” fractal de las isotermas y propiedades de frentes marinos (Marullo *et al.*, 1993), incluso la intensidad con que el sistema de afloramientos afecta a las zonas oceánicas próximas (Barton *et al.*, 1998, 2004; Pelegrí *et al.*, 2005), pueden ser otros factores que determinan el reclutamiento a la población/área y al arte, así como a la distribución espacial en áreas de pesca y rutas migratorias en el atún listado. De este modo, la auto-similaridad descrita por Solari (2008) puede tener tres posibles explicaciones: (1) que al tratarse de un único stock/población, las variaciones en el comportamiento/distribución/abundancia de cualquier parte del todo mostrará las variaciones del conjunto; (2) las variaciones observadas en la abundancia mediadas por variables externas (ambientales), de efecto mesoescalar,

que afectan a todas las unidades biológicas por igual, independientemente de la escala geográfica en la que esta se distribuya; o (3) si el sistema físico, a través del cual las cohortes/stock de atún bonito-listado migra, es de naturaleza fractal, entonces, se puede esperar que los muestreos, series temporales de capturas, abundancia y reclutamiento puedan reflejar las propiedades espacio-temporales del sistema donde existen; o un compendio de las cuatro. Sin embargo, nos inclinamos a pensar que la razón principal de dicha similaridad sea la primera de las mencionadas, y que las variaciones que se observan entre las series locales de captura, a escala temporal más reducida, radican en el efecto de perturbación que introducen las condiciones ambientales locales y las pequeñas diferencias en las estructuras de pesca de cada una de las zonas. No obstante, y tal como veremos a lo largo de los siguientes capítulos de esta tesis, hay un factor de plasticidad comportamental importante asociado al patrón migratorio, como respuesta a la variabilidad interanual e inter-estacional de las condiciones ambientales a lo largo de todo el área de desplazamiento, que también es en parte responsable de las oscilaciones y diferencias que se observan en las series de captura de cada una de las áreas de pesca estudiadas.

Por otra parte, y con independencia de cual sea la razón o razones que expliquen la existencia de la auto-similaridad dinámica observada en varias escalas espaciales y de las discordancias en las series de captura locales, se podrá, a partir del establecimiento de relaciones entre datos climáticos-oceanográficos y de captura, estimar las tendencias en la población/stocks de esta especie en el tiempo y espacio. En éste sentido, Block *et al.* (2001) y Ganzedo-López (2005) observaron ciertas cotas en la migración vertical-diagonal a lo largo del Atlántico Norte en el atún rojo (*Thunnus thynnus*) y atún blanco (*Thunnus alalunga*), que podrían existir también para el bonito-listado (González-Ramos, 1992). La determinación de tales cotas combinadas con datos de la temperatura superficial del mar y de otros parámetros ambientales, podría darnos la oportunidad de describir el sistema marino/climático a través del cual el stock de atún bonito-listado migran a lo largo del Atlántico Oriental y como el pez interactúa con el medio, variando su comportamiento para maximizar la eficacia en sus desplazamiento latitudinales, y encontrar la explicación a las oscilaciones observadas en las series de captura locales. Aunque de momento no se puede ir más lejos que de la simple descripción de las oscilaciones e intentar discernir los motivos biológico-pesqueros que hay

detrás de las aparentes incoherencia observadas en las diferentes fuentes de información.

Si se asume la “noción de viscosidad del stock” (ICCAT, 2009) de forma que la disminución de la abundancia de una fracción local del stock tiene poca repercusión sobre la abundancia en otras zonas, se puede suponer que una disminución de la capturas de listado en el área de Canarias no implicaría una disminución en el resto de áreas, ya que sólo una proporción del stock de bonito-listados efectúan grandes migraciones entre áreas (ICCAT, 2009). No obstante, si esta misma fracción migratoria soporta diferentes pesquerías estacionales a lo largo de su desplazamiento, es posible que exista una dependencia temporal, con el correspondiente desfase, entre las diferentes zonas al explotar el mismo recurso, como se supone que es el caso de las flotas de cebo vivo en Canarias, Madeira, Azores y Golfo de Vizcaya. Además en el resto de área objeto de estudio (el margen septentrional del Atlántico Centro-Oriental), está sometida en mayor o menor medida al efecto de las mismas variables climático-oceanográfica, singularizadas en el núcleo de altas presiones de Azores y la corriente de Canarias. No obstante, si es evidente que la intensidad de estos factores no es igual en todas las áreas, lo que puede marcar importantes singularidades que favorezca en un determinado momento la arribada de los atunes, como puede ser el caso del importante efecto del sistema de afloramiento del noroeste africano que no afecta por igual a toda la zonas, ya que su acción más centrada en el entorno próximo a Canarias (Pelegrí *et al.*, 2005) y deja fuera por completo al archipiélago de Azores. Han de ser estas características locales las que estén marcando las diferencias, al jugar un papel relevante a la hora de que los túnidos definan la ruta migratoria más adecuada según sus requerimientos de temperatura, alimento, oxígeno, etc.

Si se analizan las series de captura, los valores medios mensuales de estas indican que el bonito-listado se captura prácticamente durante todo el año en el Archipiélago Canario, aunque esta situación es realmente engañosa. La captura se realiza fundamentalmente entre los meses de junio y octubre, con variaciones importantes entre años. Las primeras capturas del año se obtienen generalmente en las islas más occidentales del Archipiélago (El Hierro y La Palma), en la proximidades del mes febrero y marzo, mientras que las últimas se logran en noviembre-diciembre en la parte oriental del mismo (Fuerteventura y Lanzarote).

Así se confirma la existencia de gradiente negativo en las capturas desde las islas occidentales hacia las orientales, excepto en agosto donde son muy similares en todo el Archipiélago, ya descrito por González-Ramos (1992). Según este autor, dicha oscilación oeste-este de las capturas en Canarias se deben a variaciones en las condiciones oceanográficas motivadas fundamentalmente por el progresivo calentamiento estacional oeste-este del agua superficial del mar (SST), causado principalmente por el debilitamiento hacia finales del verano del afloramiento norteafricano. Sin embargo, en Madeira, que se encuentra a escasos 400 Km al norte de La Palma (la distancia entre el oeste de El Hierro y La Graciosa, al norte de Lanzarote, se aproxima a los 500 Km), se observa como el listado es inicialmente capturado a partir de mayo y fundamentalmente entre julio y octubre, mientras que en Azores, a 1100 Km al norte de La Palma, la captura se inicia con algunos ejemplares en mayo pero la fuerza de pesca se centra entre julio y septiembre (Cayré y Farrugio, 1986; Santos-Guerra, 1986; Bard y Antoine, 1986; Miyabe y Bard, 1986; González-Ramos, 1992), y en el Golfo de Vizcaya la captura comienza en julio, pero tiene lugar mayoritariamente entre septiembre y octubre.

Los desembarcos de túnidos en el área de Canarias son controlados por las cofradías de pescadores, siendo estas las encargadas de suministrar los datos al resto de organismos oficiales como el Gobierno de Canarias y directamente desde este último, o a través de observadores del Instituto Español de Oceanografía (IEO), al Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino y a la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT). El alto valor de correlación (90 %) observado entre la serie de captura dada por ICCAT y la serie suma de las capturas de las cuatro cofradías disponibles para este estudio, tanto a nivel anual como mensual (tabla 3.13) confirma el sentido del flujo de la información y la singularidad de la fuente origen de los datos. La discordancia en la magnitud de las capturas entre la serie de ICCAT y la obtenida a partir de las cofradías disponibles se debe a que faltan los datos de capturas obtenidas por el resto de cofradías del Archipiélago, algunas de ellas de gran importancia pesquera como Arguineguín (Gran Canaria) y Los Cristianos (Tenerife), pero aún así ambas series oscilan en el tiempo de la misma forma (figura 4.1). Por todo ello, se puede asegurar que la serie de capturas de ICCAT, desde 1968 hasta 2008, son fiel descriptora de las oscilaciones de las capturas desembarcadas en Canarias, lo cual permite el uso de dicha serie, mucho más larga en el tiempo que las

disponibles en las cofradías y Gobierno de Canarias, para el estudio del efecto de variables climática sobre las variaciones interanuales de la abundancia del stock de bonito-listado en el área.

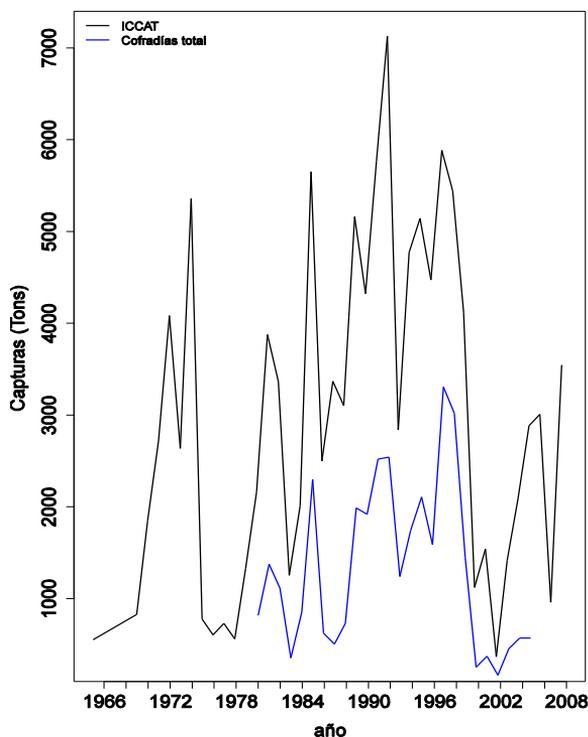


Figura 4.1 .- Representación gráfica de la captura anual de listado (*Katsuwonus pelamis*) para el área de Canarias desde 1965 hasta el 2008.

En el Atlántico Norte se han descrito diferentes series de patrones de teleconexión atmosférica, donde la NAO (Oscilación del Atlántico Norte) es una de las más importantes, y todas ellas están disponibles en diferentes escalas temporal (desde días a años). Estos índices climáticos describen la variabilidad espacio-temporal del dipolo formado por sistemas de alta y baja presión atmosférica (e.g.: Ponta Delgada o Gibraltar y Reykjavik para el caso de la NAO), y dependiendo de estos son más o menos representativos en la variabilidad climática a diferentes escalas geográficas y de áreas (Wallace y Gutzler, 1981; Barnston y Livezey, 1987; Hurrell, 1995; Martín-Vide y López-Bustins, 2006). Sin embargo, el Atlántico Centro-oriental, y particularmente el sistema de

afloramientos del noroeste africano (Bas *et al.*, 1995), está localizado más allá de límite sur del dominio donde la mayoría de estos índices tienen cierta validez. Además, estos índices trabajan a escalas geográficas muy amplias (e.g.: todo el Atlántico Norte), y pierden efectividad para explicar las variaciones climáticas registradas a escalas más locales. De esta forma, el análisis de componentes principales (que se desarrollará en otro capítulo de esta tesis) da más posibilidades para explicar la variabilidad debida a fenómenos locales, como el afloramiento, y consecuentemente identificar sus efectos sobre los stocks locales. Obviamente, la intensidad del afloramiento está directamente relacionada con la intensidad y dirección de los vientos alisios y, consecuentemente, con la posición del anticiclón de las Azores.

En este sentido, se puede concluir, como han demostrado algunos autores (Gancedo-López, 2005; Caballero-Alfonso *et al.*, 2010), que el sistema anticiclónico de las Azores controla la desde un punto de vista físico y biológico. Según la distribución espacial de los núcleos de acción que definen el sistema circulatorio atmosférico del Atlántico Norte, medido por la NAO, varía la intensidad y dirección de los vientos que inciden sobre la costa occidental africana, afectado a la intensidad de su sistema de afloramientos. Así, la situación que da lugar a que se localicen los centros de anomalía sobre Azores y otro de signo opuesto sobre Europa central, genera unas condiciones ambientales desfavorables para la pesca de bonito listado en aguas del Archipiélago Canario. Esto se debe a que cuando aumenta la intensidad del afloramiento africano disminuye la temperatura superficial del agua del mar de la zona, como consecuencia del ascenso de agua profundas, más frías. Esta disminución de la temperatura provoca modificaciones en la ruta migratoria de los tres grupos de tallas de bonito listado que arriban al área de Canarias, descritos por González-Ramos (1992), generando una disminución de las capturas realizadas en la región. En el caso de los individuos “longevos” y “adultos” esta disminución da lugar a que los individuos realicen su migración hacia el norte siguiendo una ruta más oceánica (que podríamos denominar Ruta Azoriana), es decir alejándose de la zona de pesca de Canarias. Los “jóvenes” son los más afectados por este cambio en la temperatura superficial del agua, ya que presentan un sistema de termorregulación menos desarrollado por lo que son más vulnerables a los cambios ambientales, provocando que realicen migraciones más cortas, es decir

que no lleguen tan al norte en su ruta migratoria, por lo que tampoco llegarían a la zona de pesca.

Es decir, a medida que la anomalía climática alcanza valores más negativos se verifica un aumento significativo de las capturas en Canarias, ya que el sistema de afloramiento norteafricano pierde intensidad y las aguas superficiales del entorno próximo a las islas son más cálidas. El aumento de las capturas de bonito en los caladeros insulares ocurre posiblemente como consecuencia de un desplazamiento más hacia el este, hacia aguas más próximas al continente, de las rutas migratorias de esta especie (podríamos llamarla como ruta costera o africana). No obstante, esta migración hacia el norte también está fuertemente relacionada con el avance hacia el norte y al este del frente térmico oceánico (como describe González-Ramos (1992)). De esta manera, los individuos de mayor tamaño en su migración hacia el norte, se desplazan por aguas más oceánicas y por ello son capturados inicialmente (junio) en las Islas más occidentales (de aguas más calientes). Estos individuos son los que sustentarán la pesquería estival de Azores, costa portuguesa y Mar Cantábrico. Tras ellos llegan los individuos de menor tamaño que conforman el grueso de la pesquería en Canarias durante los meses de verano, cuando el frente térmico oceánico llega hasta casi el borde mismo de la plataforma africana. Durante la migración de retorno hacia el Golfo de Guinea, los individuos de mayor tamaño regresan bordeando la costa africana, a partir de septiembre, cuando el alisio se relaja y debilita el sistema de afloramientos, y comenzando así a ser capturados en las islas más orientales, muy influenciadas por las aguas frías procedentes del afloramiento hasta ese momento. Este patrón de distribución por oleadas y grupos de talla es los que explica la estrategia de desplazamiento oeste-este de la pesquería desarrollada en Canaria y descrita inicialmente por González-Ramos (1992).

Bibliografía

- Andrade, H. y Kinas, P. *Estimation of birthdates and catch-at-age using length frequency analysis (LFA), with application for skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) caught in the Southwest Atlantic*. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 61(5) (2004):páginas 798–811.
- Andrade, H. y Teixeira Santos, J. *Seasonal trends in the recruitment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) to the fishing ground in the southwest atlantic*. Fisheries research, 66(2-3) (2004):páginas 185–194.
- Anónimo. *Informe de la Sesión ICCAT de evaluación de stocks de Listado*. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51 (2000):páginas 132–219.
- Bard, F. y Antoine, L. *Proc. ICCAT Intl. Skipjack Yr. Prog*, tomo 1, capítulo Croissance du listao dans l'Atlantique est (1986), páginas 301–308.
- Barkley, R., Neill, W., y Gooding, R. *Skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, habitat based on temperature and oxygen requirements*. Fish. Bull, 76(3) (1978):páginas 653–662.
- Barnston, A. y Livezey, R. *Classification, seasonality and persistence of low-frequency atmospheric circulation patterns*. Monthly Weather Review, 115 (1987):página 1083.
- Barton, E., Arístegui, J., Tett, P., Cantón, M., García-Braun, J., Hernández-León, S., Nykjaer, L., Almeida, C., Almunia, J., Ballesteros, S., *et al.* *The transition zone of the canary current upwelling region*. Progress in Oceanography, 41(4) (1998):páginas 455–504.
- Barton, E., Arístegui, J., Tett, P., y Navarro-Pérez, E. *Variability in the canary islands area of filament-eddy exchanges*. Progress in Oceanography, 62(2-4) (2004):páginas 71–94.

- Bas, C., Castro, J., Hernández-García, V., Lorenzo, J., Moreno, T., Pajuelo, J., y González-Ramos, A. *La pesca en Canarias y áreas de influencia*. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria, Madrid (1995).
- Beamish, R. y Bouillon, D. *Pacific salmon production trends in relation to climate*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(5) (1993):páginas 1002–1016.
- Beare, D., Batten, S., Edwards, M., y Reid, D. *Prevalence of boreal Atlantic, temperate Atlantic and neritic zooplankton in the North Sea between 1958 and 1998 in relation to temperature, salinity, stratification intensity and Atlantic inflow*. *Journal of Sea Research*, 48(1) (2002):páginas 29–49.
- Beaugrand, G., Reid, P., Ibanez, F., Lindley, J., y Edwards, M. *Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate*. *Science*, 296(5573) (2002):página 1692.
- Beverton, R. y Lee, A. *Hydrographic fluctuations in the North Atlantic Ocean and some biological consequences*. En *The biological significance of climatic changes in Britain: proceedings of a symposium held at the Royal Geographical Society, London, on 29 and 30 October 1964*. Published for the Institute of Biology by Academic Press (1965), página 79.
- Block, B., Dewar, H., Blackwell, S., Williams, T., Prince, E., Farwell, C., Boustany, A., Teo, S., Seitz, A., Walli, A., et al. *Migratory movements, depth preferences, and thermal biology of atlantic bluefin tuna*. *Science*, 293(5533) (2001):página 1310.
- Brander, K. *Impacts of climate change on fisheries*. *Journal of Marine Systems* (2009).
- Brill, R., Bigelow, K., Musyl, M., Fritches, K., y Warrant, E. *Bigeye tuna (Thunnus obesus) behavior and physiology and their relevance to stock assessments and fishery biology*. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 57(2) (2005):páginas 142–161.
- Brill, R. y Lutcavage, M. *Understanding environmental influences on movements and depth distributions of tunas and billfishes can significantly improve population assessments*. En *American Fisheries Society Symposium*. AMERICAN FISHERIES SOCIETY (2001), páginas 179–198.

- Bunimovich, L., Ostrovskii, A., y Umatani, S. *Observations of the fractal properties of the japan sea surface temperature patterns*. *Remote Sensing*, 14(11) (1993):páginas 2185–2201.
- Cañellas, B., Orfila, A., Méndez, F., Álvarez, A., y Tintoré, J. *Influence of the nao on the northwestern mediterranean wave climate*. *Scientia Marina*, 74(1) (2010):páginas 55–64.
- Caballero-Alfonso, A., Ganzedo, U., Trujillo-Santana, A., Polanco, J., Santana del Pino, A., Ibarra-Berastegi, G., y Castro-Hernández, J. *The role of climatic variability on the short-term fluctuations of octopus captures at the canary islands* (2010).
- Castro, J. *La pesca en Canarias y áreas de influencia*, capítulo Artes y embarcaciones de pesca. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria, Madrid (1995), páginas 153–214.
- Castro, J., Santiago, J., y Santana-Ortega, A. *A general theory on fish aggregation to floating objects: an alternative to the meeting point hypothesis*. *Reviews in fish biology and fisheries*, 11(3) (2001):páginas 255–277.
- Cayré, P. *Loxygène dissous et la répartition des thons (albacore, listao et patudo) dans l'océan Atlantique*. *La Pêche Maritime*, 1306 (1987):páginas 92–95.
- Cayré, P. y Diouf, T. A. Fonteneau et MH Santa Rita Vieira. 1986. *Analyse des données de marquages et recaptures de listao (Katsuwonus pelamis) réalisés par le Sénégal et la République du Cap-Vert*. En *Proceedings of the ICCAT Conference on the International Skipjack Year Program* (1986), páginas 309–316.
- Cayré, P. y Farrugio, H. *Biologie de la reproduction du listao (Katsuwonus pelamis) de l'Océan Atlantique*. *Proc. ICCAT Conf. Intern. Skipjack Year Prog.*, 1 (1986):páginas 252–272.
- Chassot, E., Walter, J., Gaertner, D., et al. *Application of the Procean model to the Eastern Atlantic Skipjack (Katsuwonus pelamis) tuna fishery*. *Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT*, 64 (2009):páginas 1272–1290.
- Chhak, K. y Moore, A. *The north atlantic oscillation as a source of stochastic forcing of the wind-driven ocean circulation*. *Dynamics of atmospheres and oceans*, 43(3-4) (2007):páginas 151–170.

- Collette, B. y Nauen, C. *Scombrids of the world: An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date*. FAO fisheries Synopsis, 125(2) (1983):página 137.
- Cort, J. *Cimarrón II*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco (1994).
- Cushing, D. *Climate and fisheries*. Academic Pr, London (1982).
- Dagorn, L., Bach, P., y Josse, E. *Movement patterns of large bigeye tuna (Thunnus obesus) in the open ocean, determined using ultrasonic telemetry*. Marine Biology, 136(2) (2000):páginas 361–371.
- Drinkwater, K. y Mountain, D. *Climate and oceanography*. Northwest Atlantic groundfish: perspectives on a fishery collapse (1997):páginas 3–25.
- Edwards, M., Reid, P., y Planque, B. *Long-term and regional variability of phytoplankton biomass in the Northeast Atlantic (1960-1995)*. ICES Journal of Marine Science, 58(1) (2001):página 39.
- Evans, R. H., McLain, D. R., y Bauer, R. *Atlantic skipjack tuna: influences of the environment on their vulnerability to surface gear*. Mar. Fish. Rev, 43 (1981):páginas 1–11.
- Fagan, B. *The little ice age: how climate made history, 1300-1850* (2000).
- FAO. *World review of highly migratory species and straddling stocks*. fao fish. Tech. Pap., 337 (1994):página 70.
- FAO. *El estado mundial de la pesca y la agricultura, 2008*. Departamente de Pesca y Agricultura (2009).
- Fonteneau, A. *Proceedings of the ICCAT conference on the international skipjack year program*, capítulo État des stocks de listao de l'Atlantique par analyse de cohortes, analices de production per recrue et le modèle global (1986), páginas 208–233.
- Fonteneau, A. *Competition between tuna fisheries - critical review based on Atlantic examples*. Collective Volume of Working Documents presented at the Expert Consultation on Stock Assessment of tunas in the Indian ocean held in Colombo, Sri Lanka. Informe técnico, FAO/UNDP Indo Pacific Tuna Dev. and Manage. Programme (1987).

- Fonteneau, A., Lucas, V., Tewkai, E., Delgado, A., y Demarcq, H. *Mesoscale exploitation of a major tuna concentration in the indian ocean*. Aquatic Living Resources, 21(2) (2008):páginas 109–121.
- Forsbergh, E. *Synopsis of biological data on the skipjack tuna, Katsuwonus pelamis (Linnaeus, 1758), in the Pacific Ocean*. IATTC. Spec. Rep, 2 (1980):páginas 295–360.
- Fromentin, J. y Restrepo, V. *Recruitment variability and environment: Issues related to stock assessments of atlantic tunas*. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 52 (2001):páginas 1780–1792.
- Fu, Y. *Relationship between sea surface temperature and typhoon analysed by fractal dimension*. Transaction of Oceanology and Limnology, 3 (1994):páginas 10–17.
- Fu, Y. *Fractal analysis and forecast of monthly average sea surface temperature*. Marine Forecasts, 1 (1995):páginas 49–54.
- Gaertner, D. *Estimates of historic changes in total mortality and selectivity for Eastern Atlantic skipjack (Katsuwonus pelamis) from length composition data*. Aquatic Living Resources, 23(1) (2010):páginas 3–11.
- Gaertner, D., Delgado De Molina, A., Ariz, J., Pianet, R., Hallier, J., et al. *Variability of the growth parameters of the skipjack tuna (Katsuwonus pelamis) among areas in the eastern Atlantic: analysis from tagging data within a meta-analysis approach*. Aquatic Living Resources, 21(4) (2008):páginas 349–356.
- Gaertner, D. y Gaertner-Medina, M. *Observaciones sobre los lances realizados por los cerqueros venezolanos*. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 28 (1988):páginas 148–146.
- Ganzedo-López, U. *Efecto de las variaciones climáticas en la distribución espacio-temporal de Thunnus thynnus thynnus (Linnaeus 1758) y Thunnus alalunga (Bonnaterre 1788) en el Océano Atlántico*. Tesis Doctoral, Tesis doctoral, Universidad de Las palmas de Gran Canaria, España (2005).
- Ganzedo-López, U. *Impacto de las variaciones internas del clima y el cambio climático sobre los ecosistemas marinos*. En *La Pesca, entre sus circunstancias y consecuencias*. Castro-Hernández, J.J (Ed.), Las Palmas de Gran Canaria (2009), páginas 189–219.

- Gascuel, A. F., D. y Foucher, E. *Analyse de l'évolution des puissances de pêche par l'analyse des cohortes : application aux senneurs exploitant l'albacore (Thunnus albacares) dans l'Atlantique East*. *Aquatic Living Resources*, 6 (1993):páginas 15–30.
- González-Ramos, A. *Bioecología del listado (Katsuwonus pelamis, Linnaeus, 1758) en el área de Canarias. Modelo de gestión y explotación mediante el uso de la teledetección*. Tesis Doctoral, Las Palmas de Gran Canaria (1992).
- Gouveia, L. y Mejuto, J. *Seasonality and interannual variability in catches of skipjack tuna (Katsuwonus pelamis) and bigeye tuna (Thunnus obesus) in the area around the archipelago of Madeira*. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 55(5) (2003):páginas 1853–1867.
- Hampton, J. y Gunn, J. *Exploitation and movements of yellowfin tuna (Thunnus albacares) and bigeye tuna (T. obesus) tagged in the north-western Coral Sea*. *Marine and Freshwater Research*, 49 (1998):páginas 475–490.
- Hare, S. y Mantua, N. *Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989*. *Progress in Oceanography*, 47(2-4) (2000):páginas 103–145.
- Hernández-García, V., Hernández-López, J., y Castro-Hernández, J. *On the reproduction of octopus vulgaris off the coast of the canary islands*. *Fisheries research*, 57(2) (2002):páginas 197–203.
- Hernández-López, J. *Efecto de la contaminación en los recursos pesqueros*. En *La Pesca, entre sus circunstancias y consecuencias*. Castro-Hernández, J.J (Ed.), Las Palmas de Gran Canaria (2009), páginas 233–255.
- Hilborn, R. y Sibert, J. *Adaptive management of developing fisheries*. *Marine Policy*, 12(2) (1988):páginas 112–121.
- Hilborn, W. C., R. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2 (1992):páginas 177–178.
- Holland, K., Brill, R., Chang, R., Sibert, J., y Fournier, D. *Physiological and behavioural thermoregulation in bigeye tuna (Thunnus obesus)*. *Nature*, 358 (1992):páginas 410–412.

- Hoyle, S., Langley, A., y Hampton, J. *Stock assessment of albacore tuna in the south Pacific Ocean*. En *4th Meeting of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission*. Port Moresby, Papua New Guinea (2008), páginas 11–22.
- Hurrell, J. *Decadal trends in the north atlantic oscillation: regional temperatures and precipitation*. *Science*, 269(5224) (1995):página 676.
- ICCAT. *Listado*. En *Manual de ICCAT. Comisión Internacional para la conservación del atún del Atlántico*. Publicaciones ICCAT (2009).
- IPCC. *The ipcc workshop on the detection and attribution of the effects of climate change*. En IPCC (2003), página 81.
- IPCC. *Climate change 2007: The physical basis. contribution of working group i to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. En IPCC (2007), página 996.
- Jensen, A. *Concerning a change of climate during recent decades in the Arctic and Subarctic regions, from Greenland in the west to Eurasia in the east, and contemporary biological and geophysical changes*. Ejnar Munksgaard (1993).
- Kerman, B. y Szeto, K. *Fractal properties of whitecaps*. *Atmosphere-Ocean*, 32(3) (1994):páginas 531–551.
- King, J. *Report of the study group on fisheries and ecosystem responses to recent regime shifts*. North Pacific Marine Science Organization (PICES) Secretariat c/o Institute of Ocean Sciences (2005).
- Laloë, F. *Un modèle global avec quantité de biomasse inaccessible dépendant de la surface de pêche. Application aux données de la pêche d'alabacores (Thunnus albacares) de l'Atlantique Est*. *Aquatic Living Resources*, 2 (1989):páginas 231–239.
- Lehodey, P. *The pelagic ecosystem of the tropical Pacific Ocean: dynamic spatial modelling and biological consequences of ENSO*. *Progress in Oceanography*, 49(1-4) (2001):páginas 439–468.
- Lehodey, P., Alheit, J., Barange, M., Baumgartner, T., Beaugrand, G., Drinkwater, K., Fromentin, J., Hare, S., Ottersen, G., Perry, R., et al. *Climate variability, fish, and fisheries*. *Journal of Climate*, 19(20) (2006):páginas 5009–5030.

- Lehodey, P., Chai, F., y Hampton, J. *Modelling climate-related variability of tuna populations from a coupled ocean-biogeochemical-populations dynamics model*. Fisheries Oceanography, 12(4) (2003):páginas 483–494.
- Lionello, P. y Sanna, A. *Mediterranean wave climate variability and its links with nao and indian monsoon*. Climate dynamics, 25(6) (2005):páginas 611–623.
- López Losa, E. *Spanish fisheries in ICES Area VIII, 1950-1999*. En *Fisheries Impacts on North Atlantic Ecosystems: Catch, effort and National/Regional Data Sets*, 9. Fisheries Centre Research Reports (2001), páginas 177–186.
- Martín-Vide, J. y López-Bustins, J. *The western mediterranean oscillation and rainfall in the iberian peninsula*. International Journal of Climatology, 26(11) (2006):páginas 1455–1475.
- Marullo, S., Provenzale, A., Santoleri, R., y Villone, B. *Fractal fronts in the mediterranean sea: Nonlinear processes in geophysics*. En *Annales geophysicae*, tomo 11. Copernicus (1993), páginas 111–118.
- Matsumoto, W., Skillman, R., y Dizon, A. *Synopsis of biological data on skipjack tuna, Katsuwonus pelamis*. FAO Fisheries Synopsis (FAO) (1984).
- Maury, O. y Restrepo, V. *Fasst: A fully age-size and space-time structured statistical model for the assessment of tuna populations*. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 57 (2001):páginas 206–217.
- Miyabe, N. y Bard, F. *Actividades de marcado en las Canarias para el programa Istado*. En *Proc. ICCAT Intl. Skipjack Yr. Prog*, tomo 1 (1986), páginas 342–347.
- Nishikawa, Y., Kikawa, S., Honma, M., y Ueyanagi, S. *Distribution atlas of larval tunas, billfishes and related species*. Results of] arval surveys by R/V Shunyo-Marú, and Shoyo-Marú, 1956-1975. Far Seas Fish. Res. Lab., S. Ser. 9:]99 (1978).
- Ottersen, G. y Chr, N. *Atlantic climate governs oceanographic and ecological variability in the Barents Sea*. Limnology and Oceanography (2001):páginas 1774–1780.
- Parmesan, C. y Yohe, G. *A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems*. Nature, 421(6918) (2003):páginas 37–42.

- Pelegrí, J., Arístegui, J., Cana, L., González-Dávila, M., Hernández-Guerra, A., Hernández-León, S., Marrero-Díaz, A., Montero, M., Sangra, P., y Santana-Casiano, M. *Coupling between the open ocean and the coastal upwelling region off northwest africa: water recirculation and offshore pumping of organic matter.* *Journal of Marine Systems*, 54(1-4) (2005):páginas 3–37.
- Penduff, T., Barnier, B., Dewar, W., y O'Brien, J. *Dynamical response of the oceanic eddy field to the north atlantic oscillation: A model-data comparison.* *Journal of Physical Oceanography*, 34 (2010):páginas 2615–2629.
- Pillay, P. y Gopakumar, G. *Contributions to tropical fish stock assessment in India, capítulo Stock assessment of migratory fish species based on localized data - oceanic skipjack tuna pole and line fishery at Minicoy as a case study.* *FAO/DANIDA/ICAR National Follow-up Training Course on Fish Stock Assessment (1989)*, páginas 127–142.
- Planque, B., Fromentin, J., Cury, P., Drinkwater, K., Jennings, S., Perry, R., y Kifani, S. *How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate?* *Journal of Marine Systems* (2009).
- Ramos, A., Delgado de Molina, A., Ariz, J., Santana, J., Garcia-Weill, L., y Canton, M. *Agregaciones de rabil (Thunnus albacares, Bonaterre 1788) y patudo (Thunnus obesus, Lowe 1839) en eventos oceanográficos submesoescalares del área de Canarias observados mediante teledetección infrarroja.* *COLLECTIVE VOLUME OF SCIENTIFIC PAPERS-INTERNATIONAL COMMISSION FOR THE CONSERVATION OF ATLANTIC TUNAS*, 45 (1995):páginas 175–181.
- Ravier, C. y Fromentin, J. *Long-term fluctuations in the eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna population.* *ICES Journal of Marine Science*, 58(6) (2001):página 1299.
- Ravier, C. y Fromentin, J. *Are the long-term fluctuations in Atlantic bluefin tuna (Thunnus thynnus) population related to environmental changes?* *Fisheries Oceanography*, 13(3) (2004):páginas 145–160.
- Rodríguez-Alfaro, S. *Impacto de las artes de pesca sobre las especies y ecosistemas.* En *La pesca, entre sus circunstancias y consecuencias.* Castro-Hernández, J.J. (Ed.), Las Palmas de Gran Canaria (2009), páginas 71–107.

- Rodríguez-Marín, E., Arrizabalaga, H., Ortiz, M., Rodríguez-Cabello, C., Moreno, G., y Kell, L. *Standardization of bluefin tuna, thunnus thynnus, catch per unit effort in the baitboat fishery of the bay of biscay (eastern atlantic)*. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 60(6) (2003):páginas 1216–1231.
- Rosenzweig, C., Casassa, G., Karoly, D., Imeson, A., Liu, C., Menzel, A., Rawlins, S., Root, T., Seguin, B., y Tryjanowski, P. *Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems*. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (2007):páginas 79–131.
- Rózyński, G. *Long-term evolution of baltic sea wave climate near a coastal segment in poland; its drivers and impacts*. Ocean Engineering, 37(2-3) (2010):páginas 186–199.
- Rudomiotkina, G. P. *Data on reproduction of atlantic little tuna in the tropical west african water*. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 25(2) (1986.):páginas 258–261.
- Sancristóbal, I. y Sagarminaga, Y. *Relaciones entre capturas de túnidos tropicales y variables oceanográficas medidas por diferentes sensores*. Revista de teledetección: Revista de la Asociación Española de Teledetección, (25) (2006):páginas 70–74.
- Santos-Guerra, A. *Actividades de marcado en las canarias para el programa Iestado*. En Proc. ICCAT Intl. Skipjack Yr. Prog, tomo 1 (1986), páginas 342–347.
- Sharp, G. *Behavioral and physiological properties of tunas and their effects on vulnerability to fishing gear*. The physiological ecology of tunas (1978):páginas 397–449.
- Sirabella, P., Giuliani, A., Colosimo, A., y Dippner, J. *Breaking down the climate effects on cod recruitment by principal component analysis and canonical correlation*. Marine ecology progress series, 216 (2001):páginas 213–222.
- Smith, D., Cusack, S., Colman, A., Folland, C., Harris, G., y Murphy, J. *Improved surface temperature prediction for the coming decade from a global climate model*. Science, 317(5839) (2007):página 796.

Solari, A. *New non-linear model for the study and exploitation of the fishery resources*. Tesis Doctoral, Tesis doctoral, Universidad de Las palmas de Gran Canaria, España (2008).

Sutton, R. y Hodson, D. *Atlantic Ocean forcing of North American and European summer climate*. *Science*, 309(5731) (2005):página 115.

Wallace, J. y Gutzler, D. *Téléconnexions in the geopotential height field during the northern hemisphere winter*. *Mon. Wea. Rev.*, 109 (1981):páginas 784–812.

Índice de tablas

2.1. Nombre e Isla de la Cofradía de Pescadores que han facilitado los datos sobre la pesquería de listado y temporalidad de los mismos. . .	28
3.1. Test de normalidad de Shapiro-Wilk para los datos procedentes de las cofradías de pescadores del Archipiélago Canario.	43
3.2. Correlaciones lineales de Spearman entre los datos procedentes de las cofradías de pescadores del Archipiélago Canario.	43
3.3. Resultados del Test de Kruskal-Wallis para el estudio de la dependencia temporal de los datos mensuales de las cofradías. . . .	44
3.4. Porcentaje mensuales de los datos procedentes de las cofradías. . .	46
3.5. Resultados del Test de Friedman para el estudio de la dependencia espacio-temporal de los datos mensuales de las cofradías.	50
3.6. Test de Normalidad de Shapiro-Wilk para los datos procedentes de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.	57
3.7. Correlaciones lineales de Spearman entre los datos mensuales procedentes de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias. .	59
3.8. Resultados del Test de Kruskal-Wallis para el estudio de la dependencia temporal de los datos mensuales de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.	60
3.9. Porcentaje mensuales de los datos procedentes de las Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.	61

3.10. Resultados del Test de Friedman para el estudio de la dependencia espacio-temporal de los datos de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.	65
3.11. Porcentaje mensual de las capturas obtenidas para el área de Canarias, Madeira, Azores y del Golfo de Vizcaya.	67
3.12. Test de Normalidad de Shapiro-Wilk para las capturas anuales procedentes de ICCAT y de las Cofradías de Pescadores.	68
3.13. Correlaciones lineales de Spearman entre los datos mensuales procedentes de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.	68

Índice de figuras

1.	Distribución mundial de listado.	4
2.	Distribución mundial de larvas de listado.	5
3.	Distribución mundial de juveniles de listado.	5
4.	Desplazamientos horizontales de listado marcado y recuperados (Secretaría de ICCAT).	7
5.	Distribución geográfica de las capturas de listado agrupadas por arte empleada y por década (Secretaría de ICCAT).	9
2.1.	Localización de las cuatro Cofradías de Pescadores de las que se dispone de datos.	29
3.1.	Representación gráfica de la captura anual de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida por diferentes cofradías de pescadores de las Islas Canarias.	34
3.2.	Representación gráfica del esfuerzo anual de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida por diferentes cofradías de pescadores de las Islas Canarias.	36
3.3.	Representación gráfica de la CPUE de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida por diferentes cofradías de pescadores de las Islas Canarias.	37
3.4.	Representación gráfica de la captura anual de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida de la Viceconsejería de Pesca.	39
3.5.	Representación gráfica del esfuerzo anual (número de salidas) de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida de la Viceconsejería de Pesca.	40

3.6. Representación gráfica de la CPUE anual de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida de la Viceconsejería de Pesca.	41
3.7. Representación gráfica de la captura anual de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida de ICCAT.	42
3.8. Box-plot de la dependencia temporal de las capturas de las cofradías.	47
3.9. Box-plot de la dependencia temporal del esfuerzo de las cofradías.	48
3.10. Box-plot de la dependencia temporal de la CPUE de las cofradías. .	49
3.11. Box-plot de la dependencia espacio-temporal de las capturas mensuales de las cofradías (marzo-agosto).	51
3.12. Box-plot de la dependencia espacio-temporal de las capturas mensuales de las cofradías (septiembre-febrero).	52
3.13. Box-plot de la dependencia espacio-temporal del esfuerzo mensuales de las cofradías (marzo-agosto).	53
3.14. Box-plot de la dependencia espacio-temporal del esfuerzo mensuales de las cofradías (septiembre-febrero).	54
3.15. Box-plot de la dependencia espacio-temporal de la CPUE mensuales de las cofradías (marzo-agosto).	55
3.16. Box-plot de la dependencia espacio-temporal de la CPUE mensuales de las cofradías (septiembre-febrero).	56
3.17. Box-plot de la dependencia temporal de las capturas de la Viceconsejería de Pesca.	62
3.18. Box-plot de la dependencia temporal del esfuerzo de las Viceconsejería de Pesca.	63
3.19. Box-plot de la dependencia temporal de la CPUE de la Viceconsejería de Pesca.	64
3.20. Box-plot de la dependencia espacio-temporal de las capturas mensuales de la Viceconsejería de Pesca (marzo-agosto).	69

3.21. Box-plot de la dependencia espacio-temporal de las capturas mensuales de la Viceconsejería de Pesca (septiembre-febrero). . . .	70
3.22. Box-plot de la dependencia espacio-temporal del esfuerzo mensuales de la Viceconsejería de Pesca (marzo-agosto).	71
3.23. Box-plot de la dependencia espacio-temporal del esfuerzo mensuales de la Viceconsejería de Pesca (septiembre-febrero). . . .	72
3.24. Box-plot de la dependencia espacio-temporal de la CPUE mensuales de la Viceconsejería de Pesca (marzo-agosto).	73
3.25. Box-plot de la dependencia espacio-temporal de la CPUE mensuales de la Viceconsejería de Pesca (septiembre-febrero). . . .	74
3.26. Box-plot de la dependencia temporal de la captura de ICCAT. . . .	75
3.27. Representación gráfica de la captura anual de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida de ICCAT desde 1950 hasta 2008 para el área de Madeira.	77
3.28. Box-plot de la dependencia temporal de la captura mensuales para el área de Madeira.	78
3.29. Capturas anuales de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) suministradas por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT) para el área de Azores.	79
3.30. Box-plot de la dependencia temporal de la captura mensuales para el área de Azores.	80
3.31. Captura anual de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) obtenida por la flota española de cebo vivo para el área del Golfo de Vizcaya.	81
3.32. Box-plot de la dependencia temporal de la captura mensuales para el área del Golfo de Vizcaya.	82
4.1. Representación gráfica de la captura anual de listado (<i>Katsuwonus pelamis</i>) para el área de Canarias desde 1965 hasta el 2008.	91