

Evaluación de la gamba rosada, *Aristeus antennatus* (Risso 1816), en el Mar Balear

Aina Carbonell Quetglas
Palma, Diciembre 2005

Universitat de les Illes Balears





Tesis Doctoral

**Universitat de les Illes Balears
Departament de Biologia**

Evaluación de la gamba rosada, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), en el Mar Balear

Memoria presentada por Aina Carbonell Quetglas para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas en el Departamento de Biología de la Universitat de les Illes Balears bajo la dirección de la Dra. Montserrat Demestre Alted y la Dra. Isabel Moreno Castillo.

Aina Carbonell Quetglas

Dra. Montserrat Demestre i Alted
Instituto de Ciencias del Mar de
Barcelona
CMIMA-CSIC

Dra. Isabel Moreno Castillo
Departamento de Biología
Universitat de les Illes Balears
UIB

Palma, 2005

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer su ayuda a los dos directores que ha tenido el Laboratorio Oceanográfico de Baleares desde que inicié mi trabajo. A Pere Oliver le debo haber hecho el estudio de la gamba rosada que ahora presento. A Federico Álvarez le tengo que agradecer su apoyo durante todo el tiempo, desde que decido empezar la tesis. A los dos muchas gracias.

Han sido muchos los compañeros de trabajo que han participado en la elaboración del estudio. Francisco Alemany, Antoni Quetglas y Paolo Merella colaboraron en el estudio de los descartes de la flota de arrastre que ha contribuido de manera significativa también al presente estudio, completando aspectos y proporcionando una información de primera calidad. Esther Román y Vanessa Lauronce participaron en el segundo estudio que ha ayudado a aumentar los resultados de esta tesis. Les estoy en deuda por muchas cosas, pero entre otras por su eficiencia y su responsabilidad obteniendo unos datos excelentes y únicos sobre la pesquería de gamba rosada en las Baleares. A José Luis López-Jurado le tengo que agradecer su ayuda y corrección del capítulo de hidrología y las gráficas cedidas. A M^a Cruz Iglesias quiero agradecer su inestimable ayuda en la edición final de la tesis. A Magdalena Gazá, Ana Massanet e Isabel González quiero agradecer su colaboración en el muestreo y evaluación de la pesquería de gamba rosada en las Baleares.

Del centro Oceanográfico de Vigo Valentín Trujillo y Fernando González tuvieron la paciencia de instruirme y aclararme multitud de dudas sobre los métodos de análisis virtual de poblaciones y realizar una labor crítica de los resultados obtenidos, que fue realmente muy valiosa. A Celso Fariña del laboratorio de A Coruña por sus sugerencias y consejos para evaluar la especie que han sido decisivos y por su revisión final. A todos muchas gracias.

Especialmente quiero agradecer la ayuda y la información facilitada por D. Miguel Massutí predecesor en el estudio de la gamba rosada en el Mar Balear.

A Juan Acosta y Jesús Carranza de los Centros Oceanográficos de Madrid y Santander y a Pedro Arnau de la Universidad Politécnica de Cataluña, por proporcionar unas muy buenas imágenes de las Baleares.

Soy consciente que ha habido muchas más ayudas destacables, y quiero desde aquí dar las gracias a todos los compañeros del Centro Oceanográfico de Baleares y de otros Centros que me han ayudado. A todos muchas gracias.

La experiencia me ha hecho ver que cada vez que hago un trabajo y que este trabajo es en colaboración con otros investigadores mis conocimientos han aumentado de manera significativa. Entre estos quiero nombrar a Monserrat Demestre, Jordi Lleonart, Pere Abelló, Manuela Azevedo, Miquel Palmer, Sebastián Monserrat, John Gordon, Amalia Grau, Francesc Maynou y Josep Lloret. Gracias también a ellos.

Esta página de agradecimientos que no es completa, quedaría todavía más incompleta si no nombrase a los patrones y armadores de las embarcaciones gamberas de los puertos de Palma, Andratx y Sóller, que me han ayudado tanto y de los que también he aprendido mucho. Estoy

convencida que con mi tesis no aprenderán nada nuevo que ellos ya no sepan. Quizás que los machos son los pequeños, pero poco más. A ellos muchas gracias.

Finalmente quiero dar las gracias a las dos directoras de la tesis a las doctoras Monserrat Demestre y Isabel Moreno por su exigencia y dedicación. Especialmente a Monserrat Demestre especialista y pionera en el estudio de esta especie y en la aplicación de modelos dinámicos a los crustáceos decápodos en el Mediterráneo. Buena parte de mis conocimientos se los debo a ella y sin ella mi tesis sería otra. A las dos muchas gracias.

Por último, quiero agradecer a todas las personas que quiero y a mi familia toda su ayuda. A ellos, a los que están y a los que no están, les dedico mi trabajo.

RESUMEN

La especie de crustáceo decápodo *Aristeus antennatus*, explotado en el talud superior de las Baleares se encuentra explotado desde hace más de 50 años por las flotas de arrastre que operan alrededor de las Islas. La biología de la especie aparece adaptada al medio en que vive, con una composición de las poblaciones similar en todas las zonas, dominada por las hembras y con un patrón de movilidad entre caladeros claramente relacionado con la reproducción y con los procesos de maduración y puesta en zonas concretas.

La puesta parece producirse a profundidades superiores a las que se desarrolla la pesquería. El reclutamiento aparece preferentemente en las mismas zonas de puesta en verano y otoño. La condición fisiológica de las hembras disminuye durante la maduración ovárica con transferencia de soma al crecimiento de las gónadas. Las hembras presentan un patrón de movilidad relacionado con la reproducción. Los machos presentan un patrón de movilidad más reducido, el acoplamiento se produce en primavera y en todas las zonas en donde la especie vive. Se asocia el aumento y la disminución de la proporción de machos a los procesos de acoplamiento y a una mortalidad diferenciada relacionada tanto con su menor longevidad como con los procesos de acoplamiento.

El estudio de crecimiento confirma un modelo de crecimiento aproximado de 1 mm mensual en los primeros años. Las hembras tienen una longevidad de hasta 7 años de vida y los machos 5. Las edades mejor representadas en las poblaciones explotadas corresponden a las edades 2, 3 y 4 para ambos sexos. El reclutamiento corresponde a la edad 1, y aparece en la pesquería con un año de desfase y pertenece a la puesta del año anterior. El éxito reproductivo reflejado en el reclutamiento aparece dependiente de la condición y de la estructura de tallas de las poblaciones de machos, y en menor medida también de las hembras. La disminución de la talla media, o de la condición fisiológica de los machos parece tener una mayor influencia en el potencial reproductor de la población. Del estudio histológico del ovario se deriva que la especie tiene una puesta sincrónica.

La pesquería que tiene como objetivo la gamba rosada, se caracteriza por estar formada por embarcaciones de potencias similares. Las capturas presentan una composición de especies características del hábitat del talud superior, y están formadas, en una proporción de en torno al 40% por la gamba rosada. La especie no tiene descarte y el descarte global de la pesquería representa el 20% de la captura y esta formado en un 97% por especies no comerciales. La estandarización del esfuerzo ha permitido establecer que los componentes anuales y estacionales son los que presentan una mayor contribución a la variabilidad de las capturas. La especie es altamente rentable, representando tan sólo el 10% de las capturas del arrastre y aportando el 40% de los beneficios de la pesquería de arrastre. El efecto de la variabilidad ambiental se refleja en la abundancia de la población y aparece relacionada con los índices climáticos que afectan al hemisferio norte y con las condiciones hidrográficas estacionales.

La aplicación de modelos estructurales permite establecer el estado de explotación de la especie, diagnosticando y pronosticando el futuro de esta especie en su explotación. Los métodos aplicados han estimado el ajuste de los modelos a los datos y han estimado la incertidumbre de los modelos. Los diferentes tipos de modelos aplicados complementan sus resultados y han servido para validar la utilización de dichos modelos para esta especie. En relación a los modelos estructurales, los resultados han mostrado que su aplicabilidad es limitada y debe ser realizada para el conjunto de la población, teniendo en cuenta el crecimiento diferencial de los sexos. La especie se presenta con una moderada variabilidad en las estimaciones de reclutamiento, y con una situación del stock actual frente a la explotación, mejor a la estimada históricamente. Los modelos, tanto estructurales como de producción aplicados, requieren series de tiempo suficientemente largas (al menos 10 años) que permitan establecer tendencias para realizar un pronóstico adecuado. Los resultados obtenidos por dichos modelos, pronostican a largo plazo capturas similares a las obtenidas en la actualidad y recomiendan, dentro del "precautary approach", la reducción del esfuerzo en un 30% para asegurar que la especie se mantenga dentro de los límites de seguridad que garanticen su explotación en el tiempo.

SUMMARY

The species of the decapod crustacean *Aristeus antennatus* harvested in the upper slope of the Balearic Islands has been being exploited for more than 50 years by the trawl fleets that operate around the Islands. The biology of the species appears adapted to the environment in which it lives, with a similar population composition in all the areas, dominated by the females and with a pattern of mobility between fishing grounds clearly related to the reproduction and the processes of maturity and spawning in specific areas. The spawning seems to take place in deeper waters than the used by the adult population. The recruitment preferably appears in the same spawning area and takes place in summer and autumn. The physiological condition of the females drop during the ovarian maturation, with transference of soma to the gonad growth. The females display a pattern of mobility related to reproduction. The males display a reduced pattern of mobility, with mating taking place in spring in all the areas in which the species lives. The increase and the decrease of the male proportion is associated with the processes of mating and to a different mortality related to his shorter longevity and to the mating processes.

The growth study confirms a model of approximated growth of 1 mm per month in the first years. The females have a longevity of up to 7 years and the males of 5, the ages better represented in the fishing populations are ages 2, 3 and 4 for both sexes. The recruitment corresponds to age 1 and appears with a year lag and comes from the spawning of the previous year. The reproductive success reflected in the recruitment, appears related to the condition and the demographic composition of the male populations and to a lesser extent, also of the female one. The decrease of the average size, and physiological condition of the males seems to have a greater influence in the reproductive potential of the population. The histological study of the ovary shows that the species has a synchronous spawning.

The fleet that has the red shrimp as objective species is formed by boats of similar power. The captures present a composition of species characteristic of the habitat of the upper slope, and are formed, in average around 40% by red shrimp. The species does not have any discard while the global discarding of the fishery represents 20% of the capture and is formed in a 97% by non-commercial species. The standardization of the effort has allowed to establish that the annual and seasonal components are those that present a greater contribution to the variability of the captures. The species is highly profitable, representing only 10% of the captures of trawling and contributes in around 39% of the benefits of the trawl fishery. The effect of the environmental variability is reflected in the population abundance and appears related to the climatic indices that affect the North Hemisphere, as NAO climatic index, and with the seasonal hydrographical conditions.

The application of structural models allows to establish the state of the species, diagnosing and predicting the future of this species. The new applied methods have considered the fitness and uncertainty of the models to the data. The different types of models applied complement their results and have been used to validate the final results. In relation to the structural models the results have shown that its applicability is limited and must be made for the set of the population, considering the different growth of both sexes. The species appears with a moderate variability in the recruitment estimations, with a situation of the present stock facing exploitation is better estimated than before. Applying structural models, as well as production models, require sufficient long series of time (at least 10 years) that allow to establish tendencies to make suitable predictions. The results obtained by these models, forecast long term captures similar to those obtained at the present time, and recommend, in order to maintain the species within the limit of security, that guarantees their harvesting during time, the reduction of the effort in a 30%.

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	3
1.1.	Memoria de investigación	3
1.2.	Presentación de la especie: descripción, distribución mundial e importancia	4
1.3.	Antecedentes históricos	4
1.4.	Objetivo y estructura de la tesis	6
2.	MATERIAL Y MÉTODOS	9
2.1.	Descripción del área de estudio	9
2.2.	Características de los caladeros	11
2.3.	Muestreo	11
3.	BIOLOGÍA	15
3.1.	Distribución de tallas	16
3.2.	Crecimiento relativo. Relación talla-peso	30
3.3.	Crecimiento absoluto. Relación talla-edad	32
3.4.	Mortalidad natural	43
3.5.	Composición por edades	45
3.6.	Sex-ratio	48
3.7.	Talla de primera madurez CLm50	51
3.8.	Biología de la reproducción: Estudio histológico y Ciclo reproductivo	53
3.9.	Estacionalidad y variabilidad de la condición y reproducción	59
3.10.	Discusión	68
4.	CAPTURAS Y FLUCTUACIONES NATURALES EN LA PESQUERÍA DE GAMBA ROSADA	79
4.1.	Caracterización de la pesquería y estandarización del esfuerzo	79
4.2.	Estandarización y evolución del esfuerzo	87
4.3.	Composición de las capturas	95
4.4.	Valoración económica	102
4.5.	Análisis de las fluctuaciones naturales	104
4.6.	Discusión	116
5.	ANÁLISIS DEL STOCK EN LA ZONA DEL SURESTE-NOROESTE DE MALLORCA	121
5.1.	Modelos estructurales en equilibrio. Análisis de cohortes por talla (LCA) y por edad (VPA) y análisis de rendimiento por recluta (Y/R)	125
5.2.	Modelos estructurales fuera de equilibrio. VPA Separable y Análisis Extendido de Supervivencia (XSA)	146
5.3.	Modelos de producción fuera de equilibrio	168
5.4.	Discusión	176
6.	CONCLUSIONES	187
	Referencias	193

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Memoria de investigación

El objetivo principal de este proyecto de investigación ha sido realizar un análisis del estado de explotación de la gamba rosada, *Aristeus antennatus*, (Risso, 1816) en Mallorca, utilizando la información de la pesquería y de la biología, mediante la aplicación de diversos modelos matemáticos de evaluación de stocks. Esta memoria es el resultado del trabajo realizado durante 12 años en la zona sudoeste de Mallorca. El trabajo de base ha sido el seguimiento sistemático de la actividad de la pesca comercial relacionada con esta especie, lo que ha permitido llevar a cabo el estudio de la dinámica de la población explotada.

La industria pesquera dedicada a la explotación de *A. antennatus*, tiene el potencial suficiente para pescar el stock de manera muy intensa. Variaciones en el rendimiento o producción de una pesquería pueden producirse por un combinado de efectos como los debidos a cambios en el esfuerzo, en el reclutamiento, en la mortalidad natural y en el crecimiento, entre los más influyentes. Entender cuales son los efectos que dirigen una pesquería es la tarea primordial de la evaluación de stocks. La mayor dificultad para los investigadores pesqueros es decidir si un nivel particular de esfuerzo o captura es sostenible para un determinado periodo de tiempo en el futuro. De un año a otro el reclutamiento varía. La respuesta del reclutamiento a cambios del stock parental (reproductor) es poco clara. Sin embargo, estas variaciones proporcionan el mecanismo por el cual el stock permanece adaptado a su ambiente. Las series históricas de datos sugieren que diferentes especies pueden tener diferentes modelos de reclutamiento, pero además, todos son

altamente variables según diferentes escalas de tiempo.

La presente memoria sintetiza la información recopilada en el desarrollo de diversos proyectos de investigación de pesquerías en las Islas Baleares. Paralelamente, se han considerado otras fuentes de información disponibles como son los datos históricos de desembarco anual, desde 1948 hasta el año 2003 y la correspondiente serie de estimación de esfuerzo de la flota. Asimismo, también se ha trabajado con la información disponible de otras zonas próximas del Mediterráneo, que han servido para comparar y discutir los resultados obtenidos.

La ciencia pesquera tiene como objetivo obtener una evaluación y dar opciones factibles de gestión de los recursos explotados por las pesquerías (García y Staples, 2000; Ward, 2000; Gilbert *et al.*, 2000), y para ello ha evolucionado con nuevos conceptos. En la actualidad, se considera que la evaluación de los recursos no sólo debe aplicar los modelos matemáticos a un conjunto de datos y diagnosticar el estado de explotación, sino que también es necesario estimar la bondad del ajuste del modelo a los datos y debe también, por otra parte, probar respuestas de la pesquería a posibles medidas técnicas de gestión. Por tanto, a la evaluación se añade la estimación del ajuste de los resultados, se comparan los resultados obtenidos por la aplicación de diferentes modelos y se realizan análisis de transición y proyecciones de la evolución de la pesquería a posibles medidas técnicas para la gestión.

El estudio realizado en la presente memoria es una nueva aportación que se realiza sobre el conocimiento de la biología y al análisis del estado de explotación del crustáceo decápodo *A. antennatus* en las

Islas Baleares, donde es uno de los recursos más valiosos de la pesquería de arrastre demersal. Uno de los objetivos clave de la evaluación de un recurso es entender las variaciones naturales de la población y como la explotación afecta a su dinámica, si bien su objetivo final es la conservación del stock. Con la aplicación de diversos modelos matemáticos se aportan diferentes descripciones de los procesos dinámicos de la población, permitiendo establecer el status actual y la tendencia de la explotación del recurso mediante evaluaciones periódicas que han permitido conocer el pasado, el presente e incluso predecir el futuro de la población. La memoria de investigación, mediante el estudio del conocimiento biológico básico de la especie y las relaciones funcionales entre la biología y la explotación, avanza en el ámbito de la gestión, basada en la sostenibilidad y protección del recurso.

1.2. Presentación de la especie: descripción, distribución mundial e importancia

La gamba rosada, *A. antennatus*, (Risso, 1816), tal como se denomina oficialmente en la Comunidad Autónoma de las Islas Baleares (Decreto 65/1989 del 22 de junio BOCAIB), pertenece al grupo de crustáceos del Orden Decápoda, Supersección Natantia, Suborden Penaeidea = Dendrobranchiata, Super-Familia Peneoidea, Familia Aristeidae, Sub-Familia Aristeinae, con 7 géneros. La especie *A. antennatus*, se caracteriza por poseer un rostro en forma de estilete delgado y afilado hacia la punta, visiblemente encorvado y dirigido hacia arriba. En el borde superior presenta tres dientes en la base, el resto del margen superior y todo el borde inferior son lisos. El rostro de los machos adultos es corto con los tres dientes basales (Zariquey, 1968). Es de color rosa o rojo nacarado, con

trazos violetas. Es una especie demersal nectobentónica característica de los fondos fangosos del talud. Su distribución batimétrica hasta el momento se extiende entre 80 y 3300 m de profundidad (Cartes y Sardà, 1992; Sardà y Cartes, 1993 a,b; Sardà *et al.*, 2003, 2004).

Se distribuye en el Atlántico Oriental, desde el Golfo de Vizcaya, en el Mar de Norte en donde la especie es considerada muy rara, al oeste y sur de Portugal hasta las islas Azores y Cabo Verde, y en toda la cuenca Mediterránea: Mar de Alborán, Mediterráneo Occidental, Mar Adriático, Mar Jónico, Mar Egeo, Mediterráneo sud-central y Cuenca Levantina (Udekem d' Acoz, 1999 y *op. cit.*).

La gamba rosada, *A. antennatus* (Risso, 1816), es un crustáceo explotado por la pesquería de arrastre en el talud superior del Mediterráneo Occidental. Las capturas representan una proporción que varía entre el 4 y el 20% del total desembarcado (considerando todas las modalidades de pesca). Sin embargo, en términos económicos alcanza, en los puertos donde la pesquería existe, hasta el 40% de los ingresos, si consideramos sólo la modalidad de arrastre (Demestre, 1992; Martínez-Baños, 1997; Carbonell *et al.*, 1999). En las Islas Baleares la gamba rosada representa entre el 5 y el 10% del total de especies desembarcadas en peso, y representan el 39% del valor económico de la pesquería (Carbonell *et al.*, 1999). Es por tanto, una especie muy importante para la industria pesquera de las islas.

1.3. Antecedentes históricos

La primera publicación sobre la pesquería de gamba rosada en Baleares se debe a Massutí en 1959. Cita la gamba rosada (*A. antennatus*) y la gamba roja

(*Aristaeomorpha foliacea*) como especies de máximo interés para la flota de arrastre de Baleares y el Levante español, en fondos de 300 a 800 m. Situó el inicio de la pesquería en 1948, por embarcaciones de potencias que variaban entre 100 y 135 CV (caballos de vapor). Las operaciones de pesca eran diarias, saliendo la flota a la 1 ó 2 de la madrugada durante dos semanas, para descansar un domingo de cada dos y repostar combustible y hielo el lunes siguiente. Permanecían pescando durante todo el día y regresaban a puerto a las 10 de la noche. En verano hacían dos caladas, de siete horas cada una, y un solo arrastre de diez horas en invierno (Oliver, 1953). En 1948 la explotación se inició con una embarcación. En 1953 ya eran cinco las embarcaciones que se dirigían a la pesca de gamba rosada.

En las estadísticas iniciales (1948-1958) de capturas se agrupaban todas las especies (fundamentalmente *A. antennatus* y *A. foliacea*) bajo el nombre genérico de "gambas", por lo que los datos de captura eran poco precisos. Además, una proporción de las capturas no eran contabilizadas al ser pescadas por barcos de la península y desembarcadas en sus zonas de origen de Levante y Cataluña (Massutí, 1959).

Las capturas mensuales máximas se daban en verano, mientras que los mínimos correspondían a invierno. Los desembarcos anuales aumentaron desde 16 (1948) hasta 310 toneladas (t) (1958). Massutí (1959) destacaba que el gran aumento de los desembarcos de 1958 coincidía con la iniciación de la pesquería frente al puerto de Mahón. Ya en esta publicación se pone de manifiesto la preocupación por la sobreexplotación y el agotamiento de los caladeros de la zona de Baleares.

Los rendimientos sufrieron una inflexión a partir del año 1960 (Massutí, 1973) con valores muy inferiores a los iniciales. Estas disminuciones en los rendimientos se han experimentado repetidamente en diferentes momentos de la pesquería, con pequeñas fluctuaciones (Carbonell y Azevedo, 2003).

La pesquería de gamba rosada se desarrolló simultáneamente en el litoral Catalán, al norte de Argelia, Golfo de Génova, pequeñas zonas del sur de Francia, Alicante, las Islas Baleares, Córcega y Cerdeña.

La investigación sobre su biología y pesquería se desarrolló a partir de los años 60 (Bas 1960, 1965, 1966, 1967; Massutí, 1961, 1973, 1975; Massutí y Daroca 1978). Inicialmente se describieron algunos estadios larvarios (Heldt, 1955) obtenidos a partir de pescas verticales de plancton en la zona sur y sudoeste de Mallorca. Más recientemente se ha descrito la morfología y ecología de los juveniles de 6 a 16 mm CL, en la zona de Cataluña (Sardà y Cartes, 1997) encontrando una mayor proporción de individuos juveniles a finales de invierno y principios de primavera, y a mayor profundidad, entre 1100 y 1286 m.

La movilidad de la especie evidenciando cambios en la abundancia y en la estructura de la población es otra característica, puesta de manifiesto en los primeros años de investigación (Massutí, 1959, 1961; Bas, 1960). En la actualidad se han descrito variaciones espacio-temporales de la población (distribución de tallas y sex-ratio), tanto en relación a la profundidad como a la topografía del fondo y la época del año (Demestre y Martín, 1993; Sardà, 1993; Sardà *et al.*, 1994, 1997; Mura y Cau, 1994).

La estimación del crecimiento y la identificación de las edades a partir de las

frecuencias de tallas utilizando métodos estadísticos y gráficos han sido ampliamente empleados. Inicialmente y dependiendo de los autores, se estimó para la gamba una longevidad de 2 a 3 años para hembras y de 1 a 2 años para machos (Relini Orsi y Pestarino, 1981; Arrobas y Ribeiro-Cascalho, 1987; Campillo *et al.*, 1991) Demestre (1990) estimó por primera vez la longevidad de la gamba entre 5 y 7 años para hembras y 3 y 5 años para machos, más adelante otros autores han estimado una longevidad parecida en diferentes zonas del Mediterráneo (Ragonese y Bianchini, 1996; Martínez Baños, 1997; Colloca *et al.*, 1998; Carbonell *et al.*, 1999; García-Rodríguez y Esteban, 1999a,b).

La estimación de la fecundidad a partir del recuento de oocitos en el estadio más avanzado ha sido estudiada por Orsi-Relini y Semeria (1983) en el Mar Ligur, donde cifran la fecundidad entre 100.000 y 250.000 oocitos por hembra, dependiendo de la talla y por Demestre (1990, 1995) en el Mar Catalán, dando valores medios dependiendo de la talla, entre 50.000 y 600.000 oocitos por individuo en cada vitelogénesis.

Los primeros trabajos de descripción de la comunidad del talud se realizan, a través de listados faunísticos. Entre ellos se encuentran los de Oliver (1953) y Maurin y Scoffoni (1965) que describen la biocenosis del talud alrededor de las Baleares. Oliver (1960) cita la gamba rosada (*A. antennatus*) y el chorizo (*A. foliacea*) como las especies más abundantes en los fondos entre 300 y 600 m. Este último autor estimó una proporción de alrededor del 30% de *A. antennatus* y del 70% para *A. foliacea*. Actualmente ésta última sólo suele capturarse en pequeñas cantidades en la zona sudeste de las isla de Mallorca, en la proximidades del archipiélago de Cabrera.

Los estudios más recientes sobre la composición de la comunidad del talud (Massutí *et al.*, 1996; Moranta *et al.*, 1998; Quetglas *et al.*, 2000) describen diferentes comunidades bien establecidas entre la plataforma y el talud, el talud superior y el talud medio superior con zonas de transición (ecotonos), que en términos generales coinciden al analizar la estructura de diferentes grupos taxonómicos.

Por último, los estudios de la dinámica del stock mediante modelos matemáticos en equilibrio utilizando los análisis de cohortes y los análisis de poblaciones virtuales (APV) (Demestre, 1990; Demestre y Lleonart, 1993; Ragonese y Bianchini, 1996; Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez y Esteban 1999) han sido ampliamente empleados y los resultados establecen patrones de explotación similares en diferentes zonas del Mediterráneo para esta especie. Los nuevos modelos globales o de producción, y estructurados por edades, fuera de equilibrio son parte del trabajo desarrollado para la presente memoria y representan un avance en relación a los anteriores al permitir analizar situaciones de transición en la pesquería, y estimar el ajuste de los modelos a los datos, así como realizar el diagnóstico y el pronóstico del estado de explotación (Carbonell y Azevedo, 2003; Carbonell *et al.*, 2004).

1.4. Objetivo y estructura de la tesis

El objetivo principal del proyecto de investigación ha sido realizar un análisis del estado de explotación utilizando la información biológica y la información obtenida de capturas y esfuerzo de la pesquería. El objetivo clave de la evaluación es entender las variaciones naturales de la población, y como la explotación afecta a su dinámica.

El presente trabajo se compone de cinco capítulos, más el último capítulo de conclusiones y las referencias bibliográficas. El primero es el presente capítulo de introducción que sitúa la especie y su importancia como recurso explotado y describe brevemente el conocimiento existente sobre ella. El capítulo dos describe el área de estudio, enumera la relación de los proyectos de investigación a través de los cuales se ha obtenido la información, el tipo de información obtenida y los datos utilizados en los análisis. Los siguientes capítulos (3, 4 y 5) se organizan independientemente, describiendo en cada uno de ellos los datos y metodología empleada, los resultados obtenidos, y la discusión. El tercer capítulo corresponde al de la biología de la especie. Se describe la estructura demográfica y el ciclo biológico. El objetivo es tanto, establecer los parámetros biológicos necesarios para los análisis posteriores,

como analizar el ciclo biológico de la especie en sí mismo. El cuarto capítulo analiza la pesquería a partir de la información de las características de las embarcaciones, de las capturas desembarcas y del esfuerzo aplicado. Se analizan las fluctuaciones de las capturas en relación a factores ambientales climáticos y a las condiciones hidrológicas en la zona de estudio. Además se realiza una breve descripción de la composición de las capturas, y se añade una valoración económica de la explotación de gamba rosada. El quinto capítulo corresponde a la evaluación del stock mediante la aplicación de modelos matemáticos al conjunto de datos obtenidos y elaborados en los capítulos precedentes, para la evaluación del estado de explotación del recurso. Por último, el capítulo final de conclusiones resume los principales resultados obtenidos en la presente memoria.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los datos para la realización de la presente memoria han sido obtenidos a lo largo del desarrollo de diferentes proyectos de estudio de las pesquerías demersales en distintas áreas del Mediterráneo (Tabla 2.1).

Los proyectos con diferentes objetivos han mantenido sin embargo, una estructura de muestreo similar, que ha permitido desarrollar el objetivo principal de la memoria, conocer el estado de explotación de la pesquería de *A. antennatus* a lo largo del periodo estudiado.

2.1. Descripción del área de estudio

Las Islas Baleares están localizadas en el Mediterráneo Occidental, en el promontorio Balear de 45.240 Km² que se sitúa en la parte noroeste de la Cuenca Algero-Balear-Provenzal (Oliver, 1983; Pomar, 1985; Acosta, 2005). El Mar Balear es definido como la región comprendida entre 42°30'N y 38°45'N y entre 4°E y 0°E (García *et al.*, 1994). Tienen un perímetro costero de 1054 Km y un área de 5014 Km², que incluye 189 islotes rocosos (Lluch, 1997). Están orientadas de sudoeste a noreste en la zona central de la cuenca mediterránea occidental, a una distancia de 170 Km de las costas de la Península Ibérica, a 300 Km de Argelia y 350 Km del litoral sardo, representan las islas del Mediterráneo más alejadas de la costa. El relieve submarino de las Islas Baleares incluye 9127 Km² de plataforma costera. El talud alrededor de las Baleares presenta una amplitud variable entre 7 y 11 Km en el talud de Mallorca y Menorca y entre 3 y 7 Km en el de Ibiza y Formentera. El borde de la

plataforma se encuentra entre 100 y 150 m de profundidad, mientras que el talud alcanza profundidades de 2000 m en Mallorca y Menorca y de 700 en Ibiza y Formentera (Acosta *et al.*, 2002).

Mallorca se halla unida a Menorca y Cabrera por su plataforma, y separada de Ibiza y Formentera por una canal de 700 m de profundidad. La costa oriental de Mallorca presenta un talud accidentado con promontorios (ondulaciones) y cañones submarinos, mientras en su costa occidental presenta una pendiente fuerte entre 200 y 600 m de fondos blandos fangosos, Maurin (1965) describe los fondos de 200 a 400 m constituidos por una arena fangosa caracterizada por la presencia del hidrario funiculina (*Funiculina quadrangularis*), y a partir de los 400 m hasta los 650 m, se encuentran los fangos profundos habitados por la gamba rosada.

El área de estudio de la presente memoria abarca desde la zona Sudeste del Canal de Mallorca, próxima al archipiélago de Cabrera, hasta el talud noroeste de la isla de Mallorca en la zona de Sóller. Esta situada entre 38°40.00'N y 00°38.40'E y 40°22.80'N 03°50.00'E (Figura 2.1). La explotación se realiza en cuatro caladeros, que de sudeste a noroeste son: "Cabrera", "Sa Badia", "Es Gambussí" y "Els Clots-Sóller". Esporádicamente se pesca en caladeros más alejados como el "Banco Emile Baudot" situado al Sudeste del archipiélago de Cabrera.

Tabla 2.1. Relación de proyectos dirigidos al estudio de la pesquerías demersales en el Mar Balear.

Año	Nombre de proyecto	Financiación	Duración
1992-93	“Estudio para la evaluación y gestión de los recursos pesqueros del Mediterráneo Occidental. 2ª parte”.	FAR MA-3621. UE-DGXIV. Contract N° MA- 3- 621.	2 años
1993-94	“Estudio de los recursos pesqueros de Baleares, Cataluña y Valencia (pelágicos y demersales)”.	Instituto Español de Oceanografía. IEO.	2 años
1994	“Estudio de las pesquerías demersales en el Mar Balear”.	IEO.	1 año
1995-97	“Estudio de los descartes de las flotas de arrastre del Mediterráneo Occidental”.	IEO y UE-CEE. DGXIV-Study Contract 94/027.	2 años
1998-99	“Análisis de las pesquerías de gambas de profundidad del Mediterráneo (Incluyendo el norte de África): Capturas, Esfuerzos y Economía”.	IEO y UE-DGXIV. Study Contract N° 98/018.	2 años
2000-02	“Análisis de las pesquerías de Gamba rosada en el Mediterráneo Español”.	IEO.	3 años
2000-03	“Evaluación y bases técnicas para la gestión de las pesquerías demersales Mediterráneas”.	IEO y UE-DGXIV. Study Contract N° 2000/21.	3 años

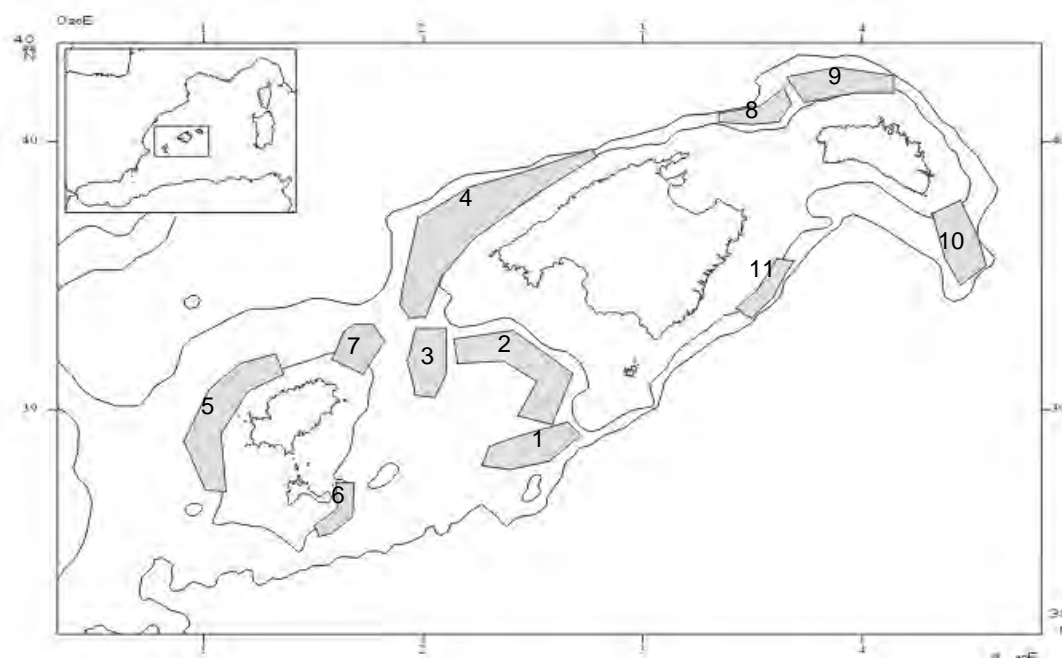


Figura 2.1. Mapa del contorno aproximado de los caladeros de gamba rosada alrededor de las Islas Baleares. Los números corresponden a los caladeros estudiados. 1 = Cabrera; 2= Sa Badia; 3 = Es Gambussí; 4 = Sóller. 5 = Canal de Ibiza; 6 = Formentera; 7 = Ibiza norte; 8 = Formentor; 9 = Ses Fontanelles; 10 = Mahón; 11 = Cala Ratjada.

2.2. Características de los caladeros

El caladero de “Cabrera”, entre 38°53'N y 2°32'E y 39°10'N y 2°42'E, está a profundidades entre 500 m y 725 m. Es el caladero más alejado del puerto base de Palma. Se trata de un caladero de fondos blandos, explotado regularmente por 2 ó 3 embarcaciones del puerto de Palma, que suelen ser las embarcaciones de mayor potencia y de mayor eslora.

El siguiente caladero, “Sa Badia”, corresponde a la zona central, frente a la Bahía de Palma, en el Canal entre Mallorca e Ibiza. Es un caladero en forma de L, entre 39°06'N y 2°01'E y 39°21'N y 2°26'E. Este caladero presenta la característica de estar unido al caladero de peces en la zona de la barrera o rompiente entre el talud y la plataforma, de tal manera que las pescas que se inician en la zona de gamba pueden finalizar en la de peces. El caladero de gamba rosada, no obstante, se encuentra a profundidades entre 600 y 800 m, mientras que el de peces se halla a 210-300 m. Generalmente entre 2 y 3 embarcaciones del puerto de Palma trabajan los fondos de gamba de este caladero.

“Es Gambussi” es el siguiente caladero que se encuentra hacia el oeste, y está situado perpendicularmente a la línea de costa, situado a 39°13'N y 1°58'E y 39°20'N y 2°05'E, entre profundidades de 450 y 750 m. Se caracteriza por presentar una mayor proporción de gamba de categoría mediana y pequeña que los caladeros de “Cabrera” y “Sa Badia”. Entre dos y tres embarcaciones del puerto de Palma suelen trabajar simultáneamente en este caladero.

La costa sur-oeste de la isla de Mallorca es el principio del caladero de Sóller, denominado por la flota de Palma “Es Clots”. Se sitúa a 39°25'N y 2°01'E y 39°50'N y 2°23'E. Las profundidades de pesca varían

entre 500 y 750 m. El caladero de “Sóller”, situado más al noreste, entre 39°25'N y 2°04'E y 39°50'N y 2°30'E, tiene profundidades que varían entre 500 y 800 m. En él faenan durante todo el año las embarcaciones del puerto de Sóller entre 2 y 4, y el número aumenta en verano con las embarcaciones del puerto de Palma, que pueden llegar a la altura de este caladero en sus lances.

Existen algunas zonas explotadas más esporádicamente como el “Caladero Emile Boudot” al este de la isla de Cabrera, situado a 38°48'N, 2°27'E y 38°54'N y 2°27'E. Este caladero se encuentra muy alejado de los puertos base. Debido al tiempo necesario para llegar a este caladero las pescas en él no son tan rentables, y ello ha producido que el caladero se mantenga como zona de reserva.

2.3. Muestreo

El proceso seguido para adquirir los datos considerados en la presente memoria ha consistido en la obtención de información procedente del trabajo de campo realizado a bordo de embarcaciones y en el puerto, en su posterior procesado y análisis en el laboratorio, y finalmente en su validación mediante la aplicación de las técnicas estadísticas de inferencia correspondientes.

2.3.1. A bordo de embarcaciones y en puerto

El muestreo a bordo de embarcaciones tuvo periodicidad mensual (Figura 2.2), se realizó en el puerto de Palma, desde septiembre de 1991, mediante embarques a bordo de embarcaciones comerciales. El puerto de Palma es el más importante de las islas Baleares, tanto por volumen de desembarcos, como por la flota gamera que en él tiene su puerto base. Este puerto, junto

con el de Andratx, situado al sudoeste de la Bahía de Palma, pesca en los caladeros mencionados. A partir de 1999 se añadió al programa de muestreo el puerto de Sóller, localizado al noreste de la zona de estudio. Muestreos más puntuales se realizaron en los puertos de Alcudía en los años 95-96 y a partir del 2001, y en el puerto de Cala Ratjada a partir del año 2001. El programa de muestreo obtuvo información sobre: i) características de las embarcaciones y del arte, ii) situación y duración de las pescas, iii) composición faunística de la captura, iv) composición en peso por especie tanto de la fracción comercial como de la descartada, y v) distribuciones de talla de la gamba rosada.

El estudio de la composición de la captura comercializada y descartada se realizó principalmente en dos periodos de 1995 a 1996, y de 1998 al 2001. En la Tabla 2.2 se presenta el resumen de los muestreos realizados por años. La información se refiere a los puertos muestreados, el número de meses de muestreo y el número total de muestreos. Además se añade el número total de individuos medidos por categoría comercial. La información de las capturas y el esfuerzo de pesca en días fue proporcionada por las cofradías o por la administración autonómica en los últimos años.

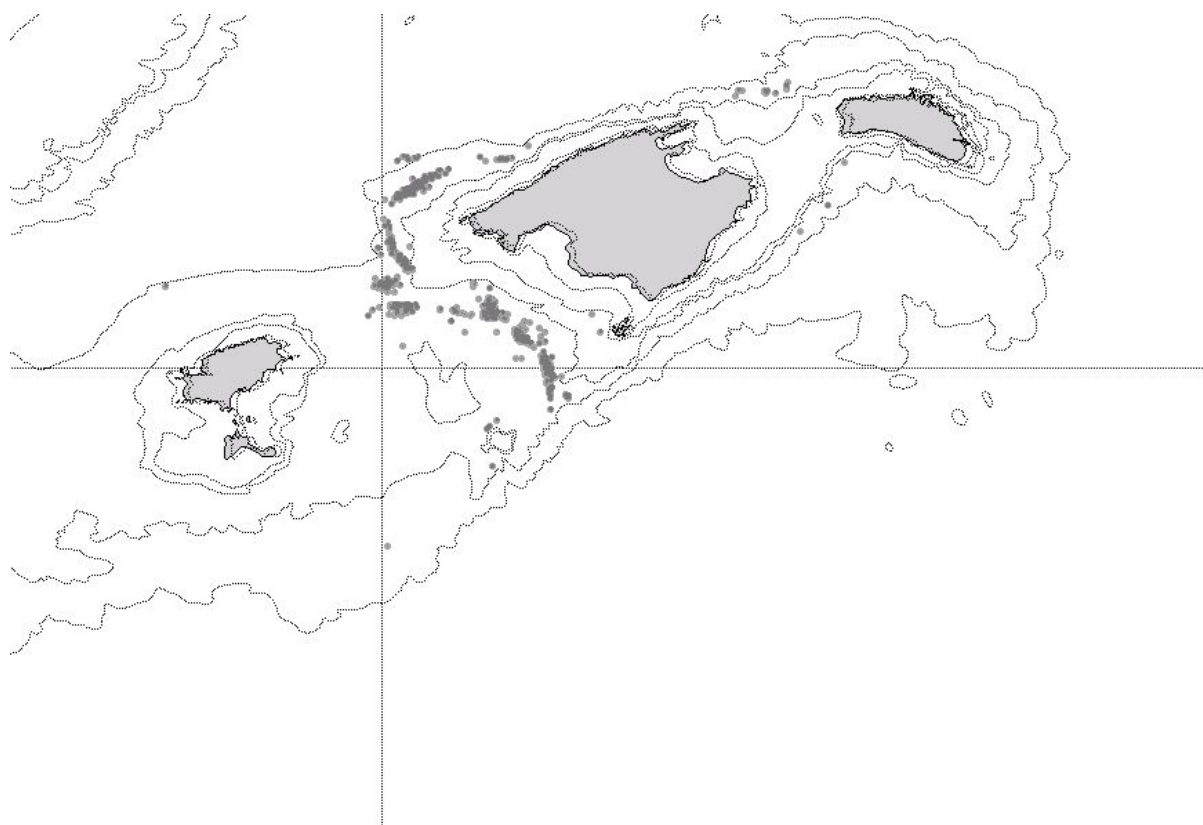


Figura 2.2. Mapa de situaciones de pesca de gamba rosada en la zona de estudio.

2.3.2. Muestreo en el laboratorio

Mensualmente se obtuvieron los siguientes parámetros: i) distribución de frecuencias de tallas por sexos, midiendo el cefalotórax al milímetro inferior, ii) peso de cada individuo, en gramos con una precisión de dos decimales, iii) estadios de maduración ovárica y testicular según la escala propuesta por Demestre y Fortuño (1992). Desde septiembre de 1991 hasta

septiembre de 1994 se obtuvo además el peso en gramos con precisión al segundo decimal, de la gónada de las hembras y del aparato reproductor de los machos. El número de ejemplares para obtener la distribución de tallas en cada muestreo fue superior a 300 ejemplares por muestreo mensual. El muestreo biológico se realizó sobre una muestra que varió entre 75 y 200 ejemplares.

Tabla. 2.2. Resumen del número de muestreos realizados por año y puerto. N° Gg = categoría grande; N° Gm = N° categoría mediana N° Gp = categoría pequeña de gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	Puertos	Meses muestreo	N° Muestreo	N° Gg	N° Gm	N° Gp	Total
1991	Palma	4	6	877		1228	2105
1992	Palma	12	17	3391		5490	8881
1993	Palma	12	12	1583		2569	4152
1994	Palma	11	11	1473		2349	3822
1995	Palma Alcuía	10	16	1507		2339	3846
1996	Palma, Alcuía	10	13	1383		2192	3575
1997	Palma	11	11	1811		4022	5833
1998	Palma	11	12	2035		4271	6306
1999	Palma, Sóller	12	22	4355		7054	11409
2000	Palma, Sóller	12	18	2716		5587	8303
2001	Palma, Sóller C. Ratjada	12	19	2594		5091	7685
2002	Palma, Sóller, Alcuía, C. Ratjada	12	24	2826		5241	8067
2003	Palma, Sóller, Alcuía, C. Ratjada	12	25	1936	1482	4727	8345
TOTAL		141	206	28487	1482	49821	79990

2.3.3. Análisis estadísticos

Se han utilizado las técnicas estadísticas de análisis y significación, ANOVA y test estadísticos no paramétricos para determinar

la significación de los resultados obtenidos (Zar, 1984; Sokal y Rohlf, 1995).

3. BIOLOGÍA

El objetivo del presente capítulo es estudiar la biología de *A. antennatus* analizando su estructura demográfica y su dinámica reproductiva. Estos estudios son la base imprescindible para poder alcanzar el objetivo principal de la presente memoria: evaluar la población de *A. antennatus* de Mallorca. Para ello es necesario tener estimaciones precisas de abundancia y de la distribución y estructura de edades y tallas de la población. Esta información se obtiene en los distintos apartados de este capítulo y posteriormente será utilizada para el desarrollo de los modelos matemáticos empleados en el capítulo 5.

El conocimiento de las relaciones funcionales entre el sistema reproductivo, la biología y la ecología, facilitan la regulación y la gestión de la explotación basada en la sostenibilidad y protección del recurso. Paralelamente, factores de comportamiento como segregación espacial, o sexual, y demográficos, junto con las condiciones ambientales y las características ecológicas del medio y del hábitat esencial de la especie, pueden influir limitando o afectando su potencial de acoplamiento y por tanto su éxito reproductivo.

En cualquier especie explotada, su ciclo biológico marcará el ritmo de renovación de la especie y la incorporación de nuevos reclutas a la pesquería, controlando así las posibilidades de explotación. Por ello, el estudio del ciclo biológico no puede ser asumido de manera general para todas las poblaciones de una especie, ya que se dan variaciones dependiendo de la latitud y el hábitat.

A pesar de que cambios en el proceso fisiológico de la reproducción, o en la edad y talla de madurez, pueden tener lugar como resultado del estrés de la población frente a

la pesca, una regulación o gestión basada solamente en la pesquería y que no tenga en cuenta la dinámica reproductiva de la especie, podría llegar a desencadenar un colapso de la pesquería (Olsen *et al.*, 2005).

El capítulo se estructura en dos grandes apartados. El primero es la descripción de la **estructura demográfica**, partiendo de la estructura de tallas de la población. Un análisis de la composición de tallas permite una primera valoración del estado de explotación de la especie a lo largo de la serie estudiada de 12 años. Se compara la estructura de edades y tallas medias por edad obtenida en diferentes zonas del Mediterráneo Español. Así mismo, las estimaciones del reclutamiento son una aportación nueva al estudio de esta especie. Se estima la edad más probable de reclutamiento a la pesquería y los periodos en que el reclutamiento fue más importante. Especial interés se ha puesto en conocer la biomasa del reclutamiento y de la población de reproductores, y la relación entre el reclutamiento y el stock de reproductores. Por último, se analizan las fluctuaciones o cambios de la estructura demográfica de la población en el tiempo y en el espacio y su posible relación, tanto con factores abióticos y topográficos, como con factores bióticos y de comportamiento.

El segundo gran apartado del presente capítulo es el que se refiere a la **dinámica reproductiva**. La presente memoria aporta nueva información sobre la biología reproductiva de *A. antennatus*, avanzando en el estudio de la relación entre las características microscópicas del tejido ovárico y la observación macroscópica, analiza la condición fisiológica de la especie como primicia y la relaciona con el potencial reproductor de la población y el modelo de reproducción.

ESTRUCTURA DEMOGRAFICA

3.1. Distribución de tallas

Para determinar la estructura demográfica de la población de gamba rosada a partir de la distribución de tallas en las capturas, es necesario explorar las características mediante gráficos y cálculos simples que ayuden a obtener la máxima información subyacente de la población (Jardim y Azevedo, 2004). Ello nos permitirá en una primera aproximación conocer la dinámica de la población explotada. El conocimiento detallado de la estructura de tallas es un paso previo imprescindible para la aplicación de modelos más complejos que explican la dinámica de la especie combinando diferentes fuentes de información y probando distintas asunciones.

3.1.1. Material y métodos

Las tallas fueron obtenidas mensualmente a partir del muestreo por categoría comercial y sexo (ver apartados 2.2 y 2.3) desde septiembre de 1991 hasta diciembre del 2003. Mensualmente el muestreo se realizó utilizando una embarcación del puerto que fuese a pescar la gamba y de la que se obtenía la información de caladero, duración de la pesca, situación, profundidad de la pesca, y composición de la captura. A partir de la muestra se ponderó al total de la captura por categoría comercial y sexo del barco, para posteriormente ponderar a la captura de la flota del puerto y finalmente a las capturas totales de la isla de Mallorca. La suma de las distribuciones de talla mensuales ponderadas proporcionó las distribuciones de frecuencias de tallas estacionales y anuales de Mallorca. Los estadísticos estimados para caracterizar las distribuciones de talla fueron los de talla media, mínima y máxima, porcentaje de individuos inferiores a 20 mm CL, que son los reclutas, y talla crítica de la

población considerada como la mínima talla completamente reclutada al arte.

La serie de distribuciones de talla anuales por sexo fue analizada gráficamente mediante diagramas de caja, estimando a partir de los datos, la talla máxima, mínima y media de la distribución, el percentil 25 ó Q_1 , que indica el mínimo valor de la talla a la que se alcanza el 25% del número de individuos total de la distribución de tallas, el percentil 75 ó Q_3 , que indica la talla mínima a la que se alcanza el 75% del total de individuos de la distribución de tallas. La caja muestra en los límites inferior y superior el rango intercuartílico ó Rix, que contiene el 50% de los datos centrales. Se indica la talla media en el interior de la caja y se calculan dos límites superior e inferior como $LS = Q_3 + 1.5 \cdot Rix$, $LI = Q_1 - 1.5 \cdot Rix$. Se trazan dos segmentos, llamados bigotes que unen los extremos de la caja con los últimos puntos que caigan dentro del intervalo $[LS, LI]$ y además se señalan los puntos que quedan fuera de ese intervalo, que se consideran datos extremos o atípicos.

Otra manera de representar gráficamente la evolución de la distribución de tallas fue mediante la representación de los valores de talla media y moda principal de la distribución, así como la representación de los histogramas estacionales de machos y hembras por separado.

La diferencia entre los pares de distribuciones acumuladas anuales fue analizada mediante el test D de Kolmogorov-Smirnov, test no paramétrico que da una estimación simple, definida como el valor máximo de la diferencia absoluta entre dos distribuciones acumuladas. En el caso de la hipótesis nula, las dos distribuciones de talla son iguales, el valor de D es cero, en cualquier otro caso puede ser estimada la significación. Para valores de D superiores a

0.3 (al 0.01 nivel de significación) se considera la distribución de tallas diferente.

A partir de la información de distribuciones de tallas promedio estacional por caladero, obtenidas ponderando las distribuciones de talla mensuales de un total de 109 meses del periodo comprendido entre el año 1992 y 2003 (Figura 3.1a y b), se realizó un análisis comparativo de las distribuciones de talla por caladero y sexo mediante el test de Kolmogorov-Smirnov, para determinar diferencias significativas entre los pares de frecuencia de tallas estacionales de los diferentes caladeros. Además, se realizó un análisis de cluster mediante un análisis jerárquico aglomerativo (Kaufman y Rousseeuw, 1990) de las distribuciones de tallas. Los análisis se realizaron empleando el programa informático PRIMER (5.1) (Clarke y Gorley, 2001).

3.1.2. Resultados

Distribución de tallas anual

El intervalo de tallas que se obtuvo considerando todos los años muestreados, fue de 15 a 65 mm CL para hembras y entre 15 y 38 mm para machos. Las tallas medias de la captura fluctuaron entre 32 y 37 mm CL para las hembras y entre 25 y 27 mm CL para los machos (Tabla 3.1). Los valores de Q_3 para las hembras correspondieron a tallas de cefalotórax entre 39 y 43 mm CL, mientras que los valores de Q_1 correspondieron a tallas de cefalotórax entre 28 y 33 mm. El rango intercuartílico (Rix) se situó entre 28 y 43 mm CL. Los valores mínimos para ambos percentiles se dieron entre 1998 y 2001 (Tabla 3.2 y Figura 3.1). Desde 1992 hasta 1994 (Figura 3.1), se dio un aumento de la talla media reflejando un proceso de disminución de la proporción de individuos en la moda principal, que fue una moda de tallas alrededor de 30 mm CL.

Entre 1995 y 1997 la distribución de tallas permaneció estabilizada con características muy parecidas. A partir de 1997 se produjo un descenso continuado de los valores de Q_3 y Q_1 , hasta el año 2001. En estos años, tuvo lugar una disminución de las tallas más grandes y un aumento de la proporción de tallas inferiores. Entre 1992 y 1999 las capturas desembarcadas disminuyeron recuperándose a partir del año 2001, al mismo tiempo que se recuperaron las características de las tallas a valores similares a los iniciales de la serie.

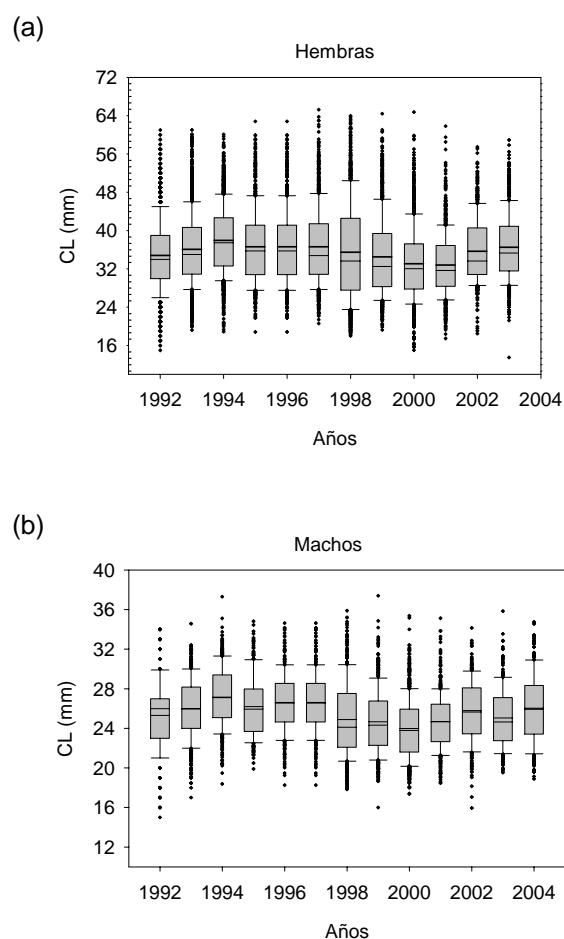


Figura 3.1. Gráficos de la distribución anual de tallas de gamba rosada (*A. antennatus*). Talla media, percentiles al 25 (Q_1) y 75% (Q_3), están indicados por los límites inferior y superior de la caja. Desviación estándar y valores mínimos y máximos fuera del rango de percentiles. 1992-2003.

Para los machos los valores de Q_3 correspondieron a tallas de caparazón entre 25 y 29 mm, mientras que los valores de Q_1 se encontraron entre 21 y 25 mm (Tabla 3.2. y Figura 3.1). Los valores mínimos para ambos percentiles se dieron entre 1998 y el año 2000. Las características de las distribuciones de tallas fueron muy parecidas entre 1992 y 1997. A partir de 1998 hasta el año 2000 se produjo una disminución de las tallas para dichos percentiles y a partir del 2001 se produjo su recuperación. El Rix se situó entre 21 y 29 mm CL.

En el análisis de los gráficos de caja se detectó una fluctuación en las características de las distribuciones de tallas a lo largo de la serie de años estudiados. Esta fluctuación se vio tanto en las hembras como en los machos y coincidió en términos generales en el tiempo.

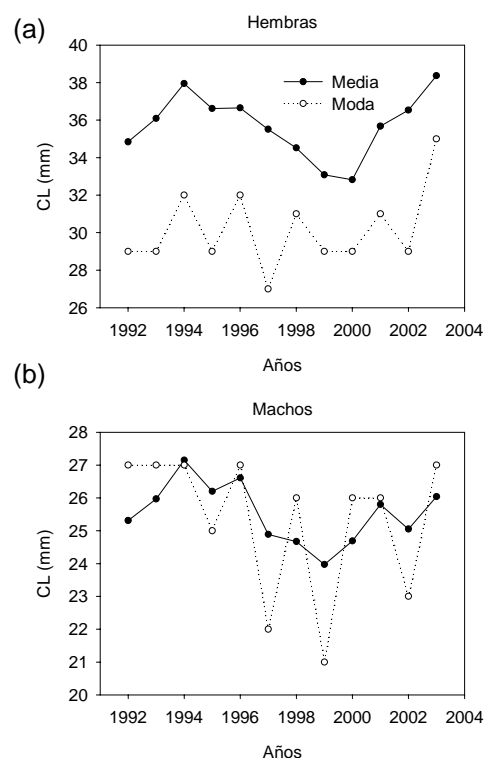


Figura 3.2. Talla media y moda principal de las distribuciones de talla anuales de gamba rosada (*A. antennatus*). 1992-2003.

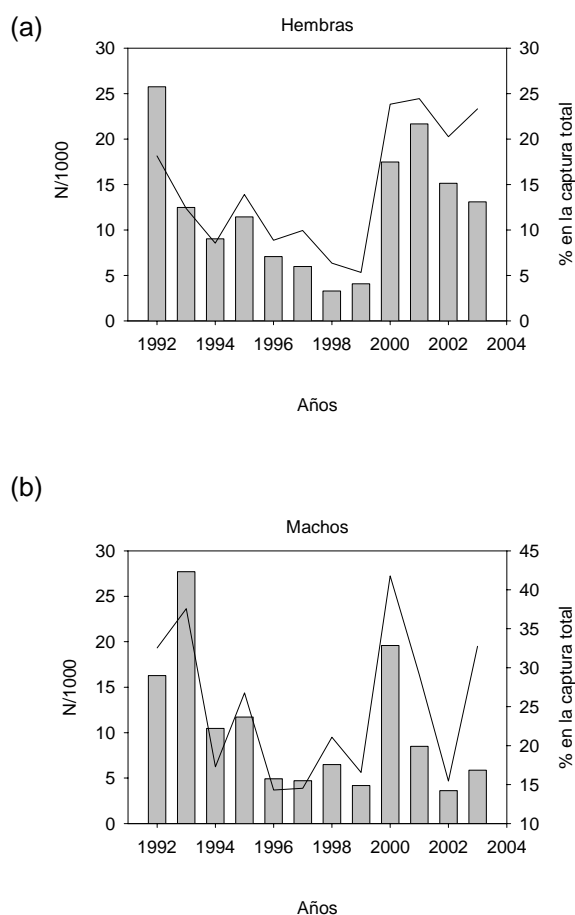


Figura 3.3. Número de individuos superiores al percentil del 75% (Q_3) de la distribución de hembras y machos de gamba rosada (*A. antennatus*) y su proporción relativa en relación al número total capturado. 1992-2003.

La moda principal de la distribución de tallas anual (Figura 3.2) se situó para las hembras entre 27 y 32 mm CL, mientras que la talla media fluctuó entre 32 y 37 mm CL a lo largo de la serie. La moda mínima correspondió al año 1997 con 27 mm CL.

Tabla 3.1. Talla media de la captura (CL_{media} , mm); talla de primera madurez (CL_{m50} , mm); talla mínima y máxima del intervalo de tallas ($CL_{mín}$ y $CL_{máx}$ mm). Porcentaje de individuos juveniles inferiores a 20 mm CL. Talla crítica (CL_c).

Hembras	1992	1993	1994	1995	1996	1997
CL_{media}	38.47	36.09	37.95	36.62	36.65	35.51
CL_{m50}	27.61	26.69	28.53	27.78	24.94	26.87
$CL_{mín}$	15	17	17	18	17	17
$CL_{máx}$	65	65	65	63	65	64
20 mm CL	2.35	2.39	2.07	1.99	1.34	3.00
CL_c	29	28	29	27	27	26
Machos						
CL_{media}	25.31	25.97	27.15	26.20	26.61	24.89
CL_{m50}	22.30	21.50	21.50	21.80	22.14	21.30
$CL_{mín}$	15	17	17	18	16	17
$CL_{máx}$	38	38	37	36	35	36
20 mm CL	3.66	2.17	2.53	1.97	1.61	3.08
CL_c	23	24	23	22	23	21
Hembras	1998	1999	2000	2001	2002	2003
CL_{media}	34.52	33.08	32.82	35.68	36.53	38.37
CL_{m50}	24.28	25.00	25.05	26.50	26.50	23.53
$CL_{mín}$	21	15	16	15	16	15
$CL_{máx}$	62	65	65	65	61	64
20 mm CL	1.64	2.65	3.04	2.60	0.52	3.73
CL_c	26	25	28	29	28	29
Machos						
CL_{media}	24.67	23.98	24.69	25.80	25.04	26.04
CL_{m50}	18.93	18.67	20.15	19.60	19.67	22.32
$CL_{mín}$	19	17	16	15	17	16
$CL_{máx}$	38	35	36	35	37	37
20 mm CL	2.72	5.01	4.74	4.62	7.30	7.61
CL_c	22	20	21	21	21	21

Tabla 3.2. Q_1 = talla mínima para el 25% de la distribución de tallas anual Q_3 = talla mínima para el 75% de la distribución de gamba rosada (*A. antennatus*), N° ind. = N° de individuos por encima de la talla Q_3 y % = porcentaje relativo del número de individuos de la distribución de tallas por encima de Q_3 .

Sexo	Año	Q_1	Q_3	N° ind.	%
Hembras	1992	30	39	2576	18
	1993	31	41	1248	12
	1994	33	43	903	9
	1995	31	41	1144	14
	1996	31	41	707	9
	1997	31	41	599	10
	1998	28	43	328	6
	1999	29	39	408	5
	2000	28	37	1748	24
	2001	29	36	2166	24
	2002	31	40	1514	20
	2003	32	41	1309	23

Tabla 3.2. Cont. Q_1 = talla mínima para el 25% de la distribución de tallas anual Q_3 = talla mínima para el 75% de la distribución de gamba rosada (*A. antennatus*).

Sexo	Año	Q_1	Q_3	Nº ind.	%
Machos	1992	23	27	2170	33
	1993	24	28	3695	38
	1994	25	29	1396	17
	1995	24	28	1563	27
	1996	25	29	656	14
	1997	25	29	627	15
	1998	22	27	864	21
	1999	22	26	558	17
	2000	21	25	2613	42
	2001	23	26	1132	29
	2002	24	28	483	15
	2003	23	27	783	33

Tabla 3.3. Porcentaje de reclutas, individuos adultos entre 21 y 40 mm CL, y hembras reproductoras de tallas superiores a 40 mm CL de la gamba rosada (*A. antennatus*). Valores promedio 1992-2003.

Caladero	Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
CABRERA								
< 20 mm CL	2.30	4.67	4.06	12.31			0.86	2.20
21-40 mm CL	89.75	95.33	88.64	87.69			93.83	97.80
> 41 mm CL	7.95	0.00	7.31	0.00			5.31	0.00
SA BADIA								
< 20 mm CL	0.47	0.31	0.60	2.77	1.09	11.03	0.79	0.60
21-40 mm CL	86.31	99.69	76.84	97.23	91.41	88.97	78.16	99.40
> 41 mm CL	13.22	0.00	22.55	0.00	7.50	0.00	21.05	0.00
ES GAMBUSÍ								
< 20 mm CL	0.00	0.00	0.50	2.78	0.12	32.07	0.76	1.47
21-40 mm CL	90.68	100.00	89.51	97.22	78.83	67.93	91.03	98.53
> 41 mm CL	9.32	0.00	9.99	0.00	21.04	0.00	8.21	0.00
SÓLLER								
< 20 mm CL	0.91	3.58	0.43	10.05	3.46	10.70	10.76	17.01
21-40 mm CL	91.22	96.42	93.53	89.95	80.04	89.30	79.78	82.99
> 41 mm CL	7.87	0.00	6.04	0.00	16.50	0.00	9.46	0.00

Para los machos la moda se situó frecuentemente por encima de la talla media (Figura 3.2) debido a que el intervalo de tallas fue menor (menos tallas por encima de la moda principal que en el caso de las hembras) y a la importancia de la moda principal en sus distribuciones. La moda principal fluctuó entre 21 y 27 mm CL y la talla media entre 25 y 27 mm CL.

La evolución de la talla media para las hembras y los machos siguió un patrón similar al observado en el análisis mediante gráfico de caja. La evolución de la talla media fluctuó, con descensos y recuperaciones durante el periodo estudiado, tanto para las hembras como para los machos, si bien en estos últimos se observó una ligera tendencia decreciente del intervalo de tallas.

Para las hembras el número de individuos por encima de la talla al percentil Q_3 (Figura 3.3a) fluctuó entre el 5% (1999) y el 24% (2001 y 2002) de todas las tallas capturadas. Entre 1992 y 1999 se produjo una disminución de la proporción de estas tallas hasta alcanzar el 5%, recuperándose a partir de ese año. En el caso de los machos, el número de individuos por encima de la talla al percentil 75 Q_3 (Figura 3.3b) fluctuó entre el 14% (1996) y el 42% (2000) de todas las tallas capturadas. Los valores menores de la proporción de tallas superiores a Q_3 se dieron entre los años 1996 y 2000. Asimismo, valores bajos se dieron antes en 1994 y en el año 2002.

La comparación de las distribuciones de talla anuales mediante el test de Kolmogorov-Smirnov (Figura 3.4), mostró

para las hembras valores elevados de similaridad (PS) superiores al 80% y no fueron significativamente diferentes (test D) para la mayoría de los años. Valores de similaridad por debajo del 70% y significativamente diferentes se dieron en el año 1994 con el año 1997 y 1999 ($D=0.41$ y 0.37), en el año 2002 con 1999 ($D=0.36$) y en el año 2003 con los años 1996, 1998, y 1999 (D entre 0.31 y 0.43) en que bajaron al 60%. En la Figura 3.5 se presenta el Dendrograma de similaridad de las distribuciones de tallas de las hembras. La comparación de distribución de tallas anuales de los machos mostró también una valores elevados de similaridad (Figura 3.4, y Figura 3.5). Los años que presentaron diferencias más importantes fueron, los años 1999 con los años iniciales 1992, 1993, 1994, 1995 y 1996 (D entre 0.30 y 0.45).

Hembras

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
1992	1											
1993	93.57	1										
1994	81.06	82.81	1									
1995	83.00	86.49	76.31	1								
1996	79.98	84.11	80.80	88.74	1							
1997	78.20	76.96	65.47	79.08	75.05	1						
1998	77.55	80.31	71.30	88.81	86.41	84.54	1					
1999	70.86	71.88	59.66	77.98	74.51	85.85	85.56	1				
2000	84.92	86.28	74.17	87.12	84.25	85.60	87.85	83.97	1			
2001	90.81	91.16	83.36	85.12	82.30	79.84	80.04	73.27	86.05	1		
2002	91.17	89.72	79.11	83.85	81.19	77.19	78.68	68.48	82.96	87.44	1	
2003	82.66	79.96	70.57	73.01	66.42	74.28	68.14	63.90	75.91	81.63	83.18	1

Machos

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
1992	1											
1993	84.78	1										
1994	89.62	85.42	1									
1995	84.18	81.61	82.81	1								
1996	93.08	84.56	92.51	82.37	1							
1997	83.71	77.75	78.20	85.41	82.11	1						
1998	85.85	74.17	80.01	80.33	84.37	87.98	1					
1999	64.96	56.74	58.96	68.43	62.79	78.98	75.09	1				
2000	83.06	71.51	75.94	82.46	79.92	90.45	92.52	78.83	1			
2001	83.13	72.27	76.51	82.83	80.68	92.84	91.55	80.59	95.81	1		
2002	78.85	73.65	74.80	79.42	78.46	91.36	86.04	81.44	87.44	91.62	1	
2003	87.36	86.09	85.50	84.42	86.17	90.72	86.22	70.51	84.53	85.76	86.76	1

Figura 3.4. Porcentaje de similitud entre las distribuciones de talla anuales de la gamba rosada (*A. antennatus*).

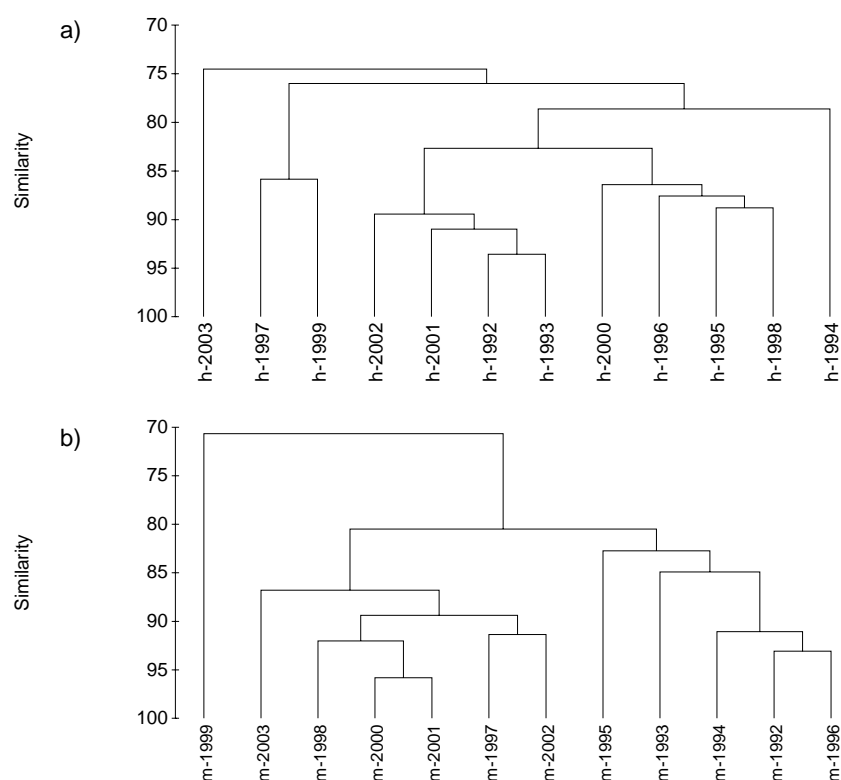


Figura 3.5. Dendrograma de las distribuciones de talla anuales de la gamba rosada (*A. antennatus*) de hembras (h) y machos (m) respectivamente.

Distribución de tallas estacional de la población

La distribución estacional de tallas (Figura 3.6) presentó para las hembras en invierno y primavera una moda más importante en torno a 30 mm CL, que en promedio representó alrededor del 70% del número de individuos de la distribución. Si bien la moda se mantuvo en verano y otoño, su importancia relativa disminuyó hasta el 40%, al mismo tiempo que aumentaba la importancia de tallas mayores. A lo largo del año la proporción de individuos pequeños (individuos de menos de 20 mm CL), el reclutamiento a la pesquería aumentó en verano-otoño y primavera y representó entre el 5 y el 13% de la captura en número.

Los machos (Figura 3.6b) presentaron una moda principal entre 21 y 27 mm CL. En invierno y primavera, esta moda representó entre el 50 y el 60% de todas las tallas y disminuyó al 40% en verano. La proporción

de tallas mayores aumentó en verano, mientras que la proporción de individuos juveniles (inferiores a 20 mm CL), reclutas, aumentó en verano y en otoño, coincidiendo parcialmente con el aumento de hembras adultas de tallas superiores y en primavera preferentemente para los machos.

En verano se dan las concentraciones más elevadas de individuos adultos de tallas grandes, que corresponderían a tallas superiores a 40 mm CL para las hembras y 27 mm CL para los machos, tallas correspondientes a la talla mínima promedio al percentil del 75%. Estas tallas para las hembras representaron el 20% (SD = 8.58) en verano y el 16% (SD = 8.11) en otoño del total de la distribución de tallas estacional y bajaron hasta el 12% en invierno y primavera (SD = 5.35), (diferencias significativas $P = 0.0287$). Para los machos, la proporción de individuos de tallas superiores a 27 mm CL no fue significativamente diferente estacionalmente ($P = 0.5752$).

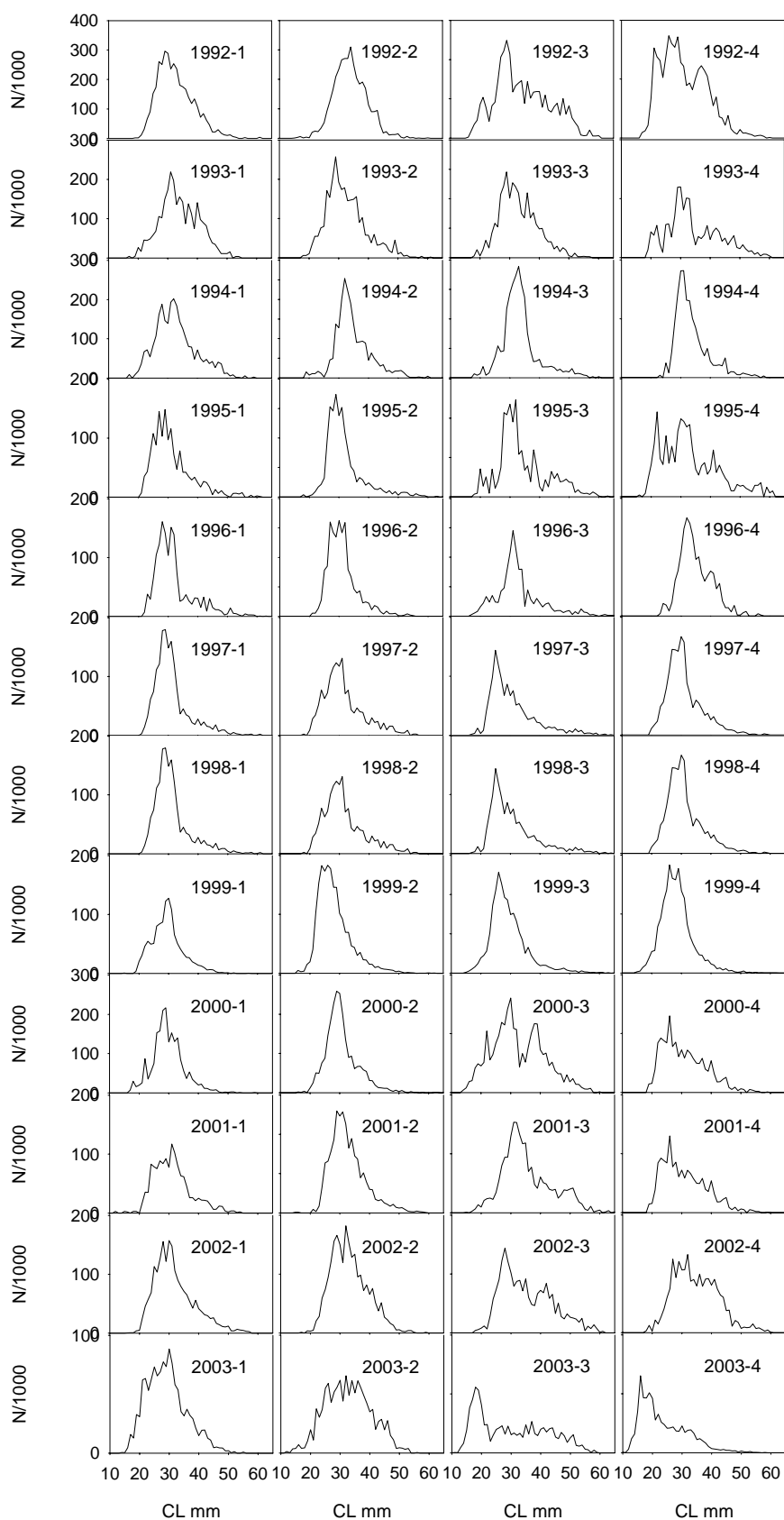


Figura 3.6a Distribuciones de talla estacionales de hembras de gamba rosada (*A. antennatus*). 1992-2003.

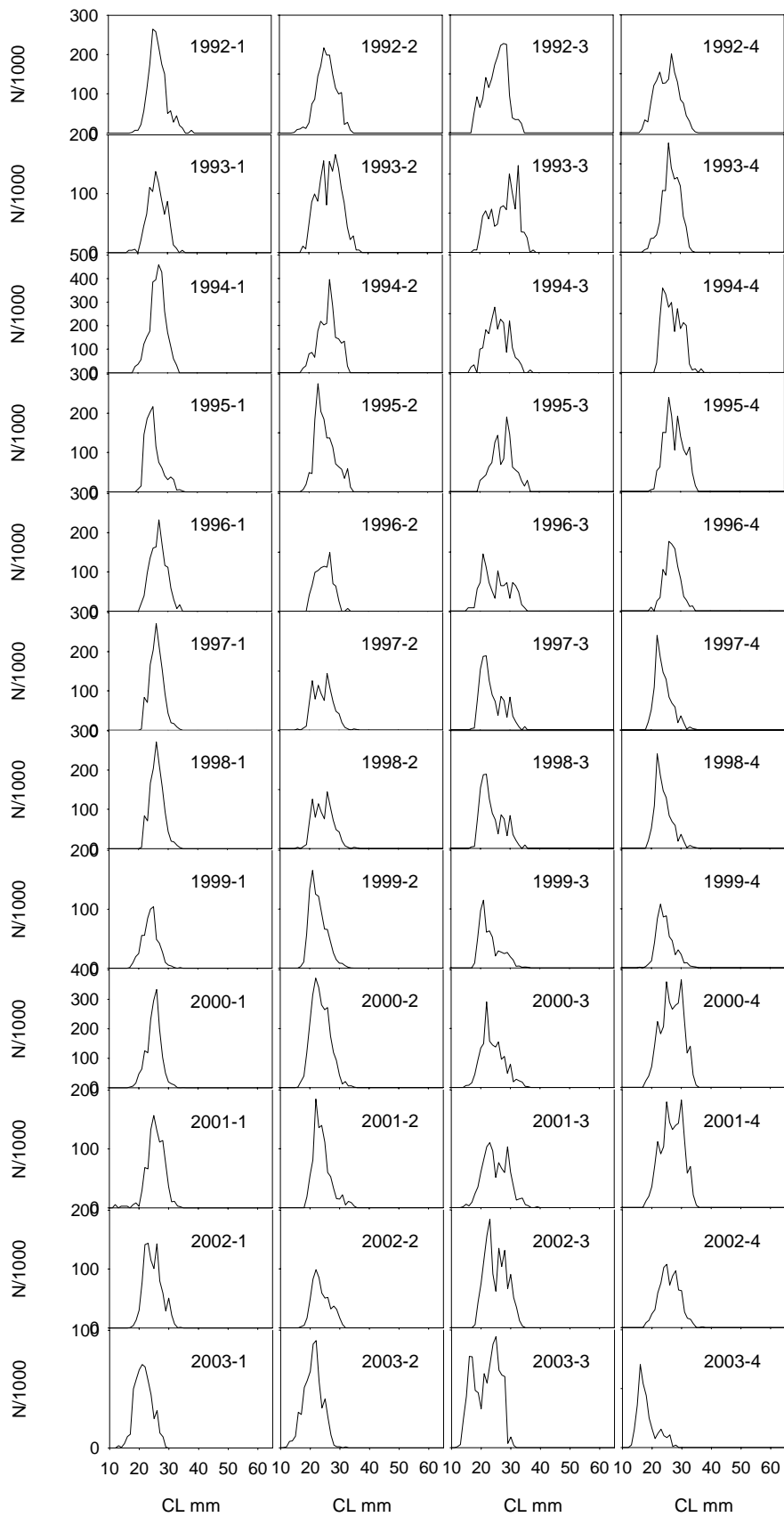


Figura 3.6b Distribuciones de talla estacionales de machos de gamba rosada (*A. antennatus*). 1992-2003.

Diferencias poblacionales en la distribución de tallas

Las comparaciones de las distribuciones de talla por caladero y periodo del año mediante el test K-S para las hembras (Figura 3.7a y Figura 3.8a), no fueron significativamente diferentes en invierno y primavera ($p > 0.05$) para ningún caladero. El caladero de Sóller presentó una distribución de tallas significativamente diferente en otoño con el resto de caladeros ($p < 0.05$). La distribución de tallas estacional más diferenciada del resto de distribuciones fue la correspondiente al caladero de Sóller en otoño. Para los machos (Figura 3.7b y Figura 3.8b) las diferencias significativas ($p < 0.05$) se dieron entre los caladeros centrales (Sa Badia y Es Gambussí) con los caladeros extremos (Sóller y Cabrera). Los caladeros de Sóller y Cabrera presentaron distribuciones de talla no significativamente diferentes ($p > 0.05$) y tampoco fueron significativas las distribuciones entre los caladeros d'Es Gambussí y Sa Badia ($p > 0.05$).

El análisis de las distribuciones de tallas de la captura considerando los individuos reclutas de tallas hasta 20 mm CL, adultos entre 20 y 40 mm CL, y hembras adultas de tallas superiores a 40 mm CL (Tabla 3.3), mostró que la proporción relativa y absoluta de reclutas más importante se dio en el periodo de verano-otoño en el caladero de Sóller, y en primavera en los caladeros del Gambussí y Cabrera. Para la población de hembras adultas reproductoras de más de 40 mm CL, las mayores concentraciones se dieron en invierno, primavera y finales de verano-otoño en el Caladero de Sa Badia, y en verano en el caladero de Sóller, y a finales de verano también en el caladero d'Es Gambussí. La población entre 20 y 40 mm CL fue más estable en todos los caladeros y representó la mayor proporción de la captura, superior siempre al 75%.

El análisis de cluster (Figura 3.9a) mostró que la distribución de tallas más diferenciada se daría en el caladero de Sóller para las hembras en otoño, cuando se dio un aumento de la proporción de las tallas correspondientes a los reclutas. En segundo lugar, el dendrograma separa dos grupos. En el primero se encontrarían las distribuciones de invierno, primavera y otoño de los caladeros de Sa Badia y Es Gambussí junto con la distribución de verano del caladero de Sóller. Este grupo se encuentra subdividido en dos grupos, en el segundo de ellos, se encuentran agrupadas las pescas del caladero de Sóller de verano con las pescas del caladero de Sa Badia de primavera y otoño. Mientras que el otro grupo correspondería a las distribuciones del caladero d'Es Gambussí de invierno y primavera, junto a las pescas de invierno de Sa Badia. En el segundo grupo se encontrarían las distribuciones del caladero de Cabrera y de Sóller de invierno, primavera y otoño, junto con la distribución de verano de Sa Badia. La distribución de tallas d'Es Gambussí de verano (correspondiente a pescas de finales de verano) estaría también separada. Para los machos el análisis de cluster separó (Figura 3.9b) principalmente dos grupos. En el primer grupo se formaron a su vez tres subgrupos. Fundamentalmente todas las distribuciones correspondieron a los caladeros de Sa Badia y Es Gambussí, de otoño, invierno y primavera. El segundo grupo principal estuvo formado por las distribuciones de los caladeros de Sóller y Cabrera, principalmente en primavera y otoño. Las composición de los machos aparecería por tanto en los caladeros más extremos más similar y diferenciada de la zona más central correspondiente a los caladeros d'Es Gambussí y Sa Badia que a su vez se parecerían más.

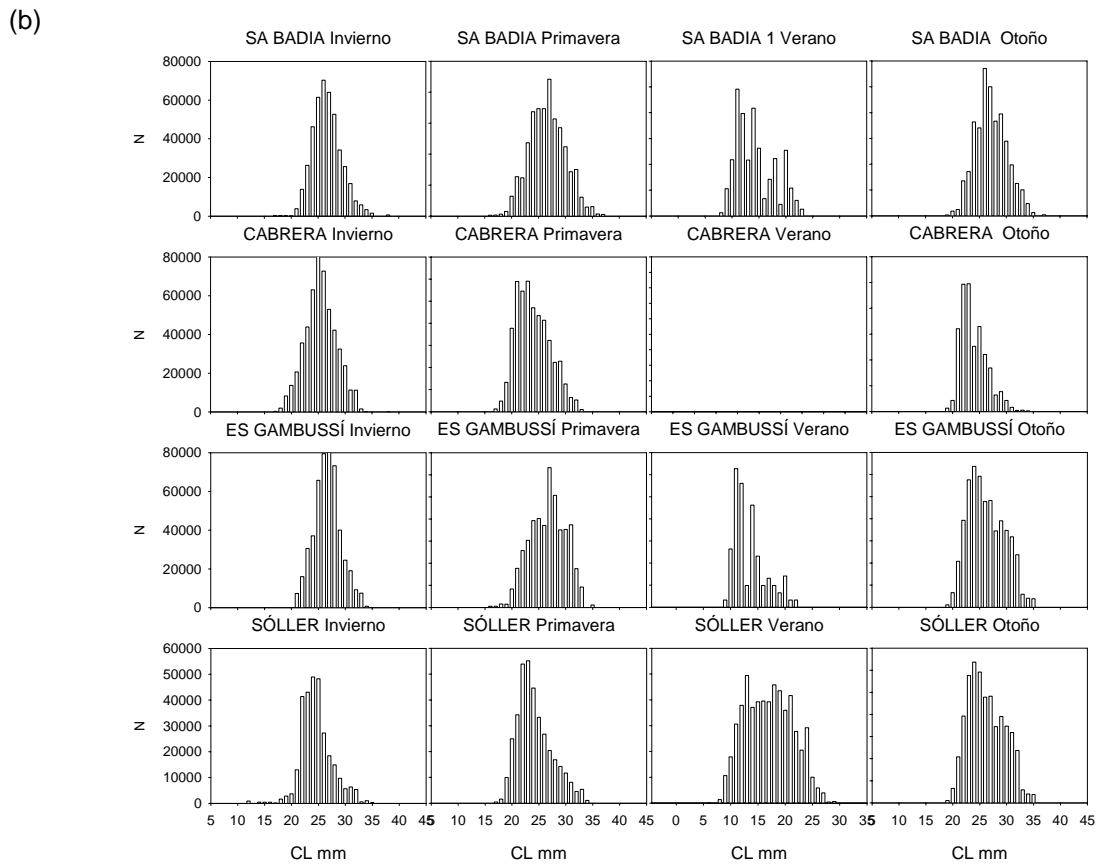
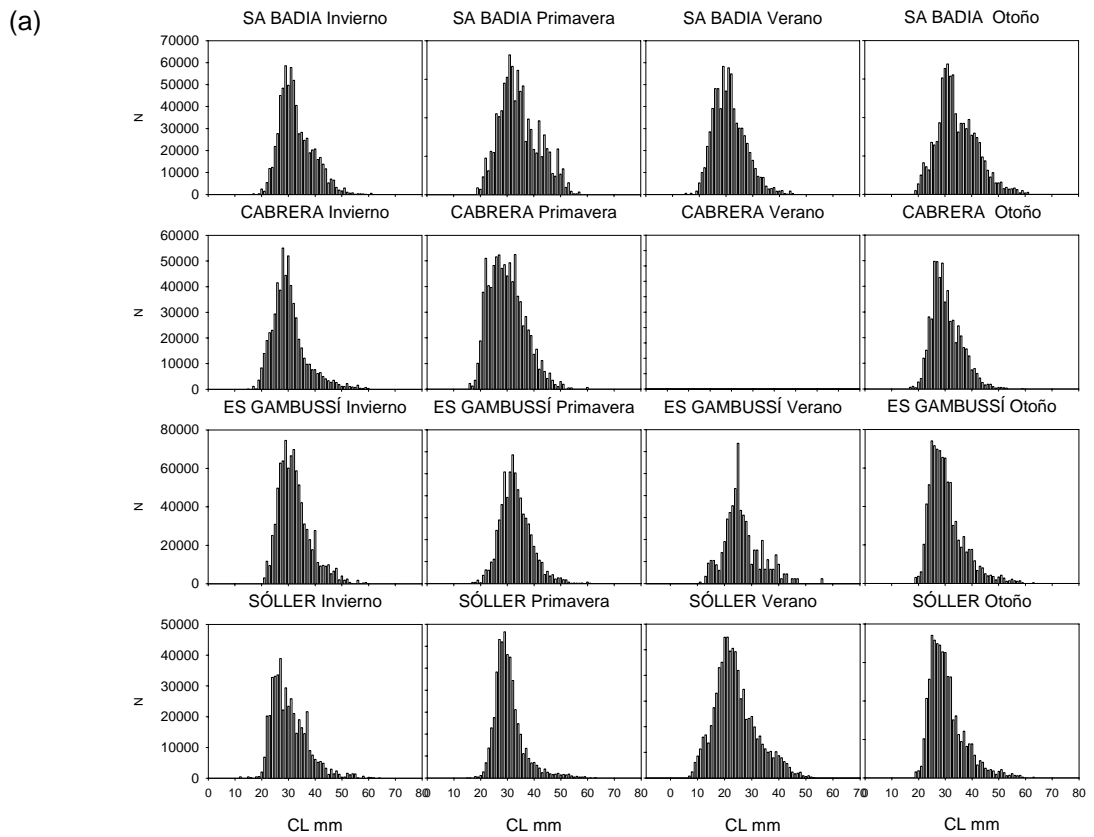


Figura 3.7. Distribuciones de talla promedio estacional por caladero de hembras (a) y de machos (b) de gamba rosada (*A. antennatus*). 1992-2003.

(a)

	SB-E1	SB-E2	SB-E3	SB-E4	C-E1	C-E2	C-E4	G-E1	G-E2	G-E3	G-E4	S-E1	S-E2	S-E3
SB-E1	1													
SB-E2	81.81	1												
SB-E3	88.17	79.31	1											
SB-E4	85.96	86.55	80.85	1										
C-E1	79.02	70.34	85.79	71.66	1									
C-E2	77.38	72.82	85.68	72.83	83.05	1								
C-E4	82.19	73.25	88.82	72.47	86.05	82.57	1							
G-E1	90.68	80.05	88.95	81.31	81.43	78.86	84.88	1						
G-E2	86.74	83.82	84.09	83.08	71.90	73.68	76.06	86.70	1					
G-E3	72.66	78.53	68.88	78.93	58.85	63.31	61.69	72.38	78.83	1				
G-E4	78.88	70.71	84.94	71.39	88.06	81.62	87.35	81.68	71.47	59.77	1			
S-E1	74.64	69.96	84.09	70.96	82.60	85.79	84.86	77.09	70.99	61.79	87.99	1		
S-E2	81.12	68.13	83.44	69.48	88.00	73.90	85.92	82.93	72.79	58.22	83.75	77.57	1	
S-E3	86.67	86.31	85.35	87.17	79.35	82.30	78.68	84.86	83.19	74.63	78.04	76.76	74.19	1
S-E4	48.88	50.80	56.17	50.15	62.10	68.45	55.45	50.47	46.44	41.20	62.62	65.30	52.64	57.85

(b)

	SB-E1	SB-E2	SB-E3	SB-E4	C-E1	C-E2	C-E4	G-E1	G-E2	G-E3	G-E4	S-E1	S-E2	S-E3
SB-E1	1													
SB-E2	86.44	1												
SB-E3	57.30	64.93	1	0										
SB-E4	88.95	88.64	58.12	1										
C-E1	82.82	82.65	68.14	76.91	1									
C-E2	60.97	68.02	79.34	59.91	74.58	1								
C-E4	56.73	60.98	67.01	52.49	67.94	82.05	1							
G-E1	93.76	82.77	53.92	85.01	79.49	58.86	54.98	1						
G-E2	82.29	90.36	65.95	85.71	78.64	66.88	58.97	80.63	1					
G-E3	39.31	46.05	60.84	38.36	49.50	69.84	60.82	39.38	45.54	1				
G-E4	78.51	87.64	68.92	79.08	84.94	74.58	68.93	74.21	84.91	48.90	1			
S-E1	65.62	68.07	69.15	59.39	80.02	79.29	81.13	61.98	65.15	52.67	78.06	1		
S-E2	59.69	66.44	80.56	58.33	73.46	89.78	81.42	57.01	65.95	65.65	74.60	83.70	1	
S-E3	67.38	78.27	74.05	72.54	74.18	74.34	59.83	66.04	79.71	54.16	79.06	64.55	73.73	1
S-E4	64.02	72.15	78.45	64.28	74.17	81.66	64.38	63.92	72.79	63.93	74.25	64.51	77.42	85.55

Figura 3.8. Matriz de porcentaje de similitud de las distribuciones de talla por caladero de hembras (a) y de machos (b) de gamba rosada (*A. antennatus*). Caladeros: SB = Sa Badia, C = Cabrera, G = Es Gambussí, S = Sóller. Periodos estacionales: E1 = Invierno (enero, febrero y marzo), E2 = Primavera (abril, mayo y junio), E3 = Verano (julio, agosto y septiembre), E4 = Otoño (octubre, noviembre y diciembre). En gris las comparaciones significativamente diferentes entre caladero y misma estación del año. En negra las no significativas. En amarillo significativamente diferentes.

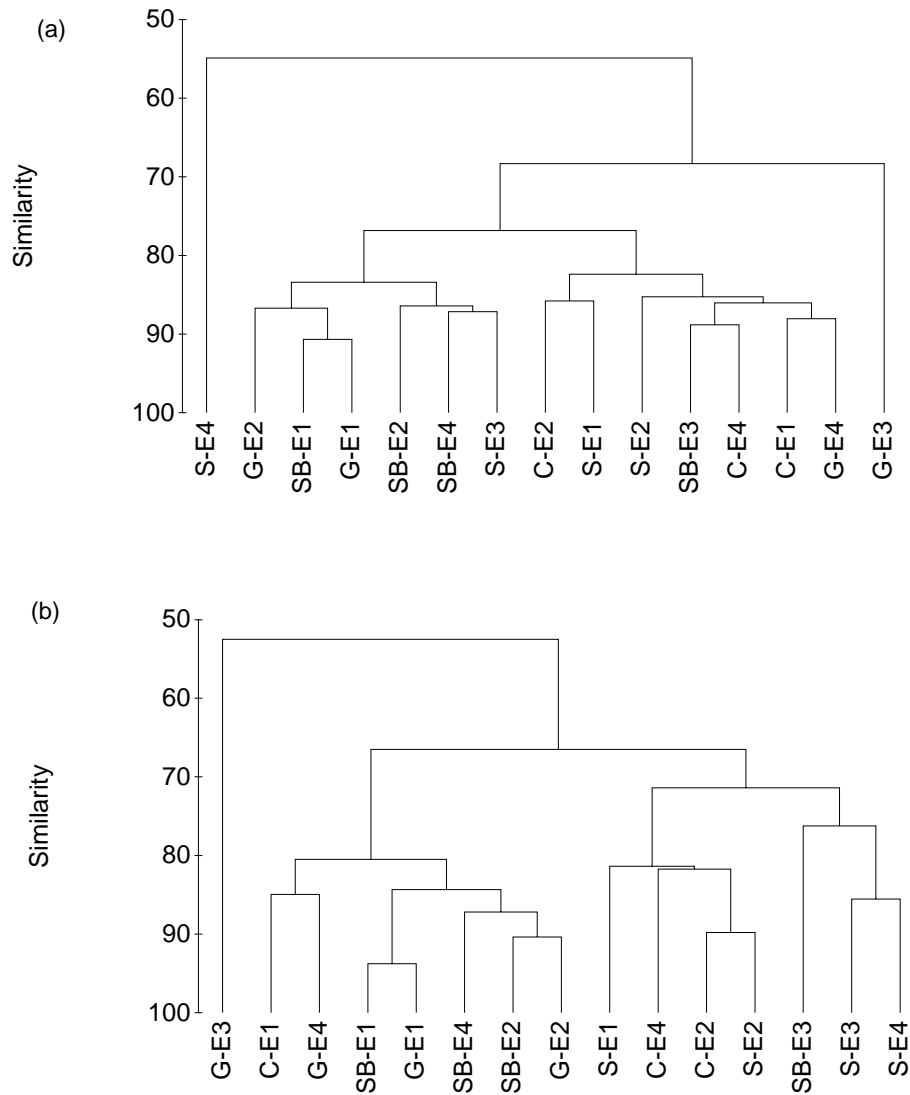


Figura 3.9. Dendrograma de la matriz de similaridad de las distribuciones de talla por caladero y estación de año de las hembras (a) y de los machos (b) de gamba rosada (*A. antennatus*). Caladeros: SB = Sa Badia, C = Cabrera, G = Es Gambussí, S = Sóller. Periodos estacionales: E1 = Invierno (enero, febrero y marzo), E2 = Primavera (abril, mayo y junio), E3 = Verano (julio, agosto y septiembre), E4 = Otoño (octubre, noviembre y diciembre).

3.2. Crecimiento relativo. Relación talla-peso

El crecimiento relativo se define como la variación de la forma con el tiempo. El crecimiento relativo es un índice que se relaciona con el hábitat, alimentación y condición fisiológica de la especie. Variaciones del peso pueden ser indicadores de la calidad del hábitat (disponibilidad del alimento, cambios en las condiciones ambientales, etc.) y de la fisiología de la especie (como medida de reservas de energía, índice de condición, etc.) (Lloret y Planes, 2003, y *op. cit.*).

En la aplicación de los modelos analíticos las estimaciones de la relación talla-peso son fundamentales para la comprobación de las estimaciones de captura, y para la estimación de las abundancias en peso por clase de edad. Se considera que el cociente entre la estimación teórica de los pesos desembarcados (SOP) y la datos de captura desembarcada debería ser 1, pero variaciones entre el 5 y 10% se consideran adecuadas.

3.2.1. Material y métodos

El crecimiento relativo fue calculado mediante la expresión matemática potencial:

$$TW = a CL^b$$

CL = Longitud del cefalotorax (CL) en milímetros con precisión al segundo decimal.

TW = Peso total en gramos con ajuste al segundo decimal. *a* y *b* son parámetros de la regresión.

Los cálculos fueron realizados para hembras y machos por separado, para el total de la población y para cada año estudiado. Se determinó la significación del valor del coeficiente *b* con respecto al valor de isometría 3 mediante la comparación:

$$s = 3 - b / \text{error } b$$

Se utilizaron frecuencias de tallas anuales entre 1992 y 2003 separadas por sexo y para el total de la población.

3.2.2. Resultados

Los valores de la constante *a* y del coeficiente de regresión *b* de la población y para el conjunto de los años estudiados se presentan en la Tabla 3.4 y en la Figura 3.10. Los valores anuales estimados por sexos se presentan en la Tabla 3.5. Los valores de los coeficientes de regresión *b* resultaron significativamente distintos de 3, indicando alometría negativa para ambos sexos y también para el total de la población, coincidiendo con todas las estimaciones de *b* obtenidas para esta especie en el Mediterráneo y Atlántico próximo (Arrobas y Ribeiro-Cascalho, 1984; Demestre, 1990; Campillo, 1994; Carbonell, 1994a; Martínez-Baños *et al.*, 1990; Righini y Abella, 1994; Petrakis y Papaconstantinou, 1998; Petrakis, 1998).

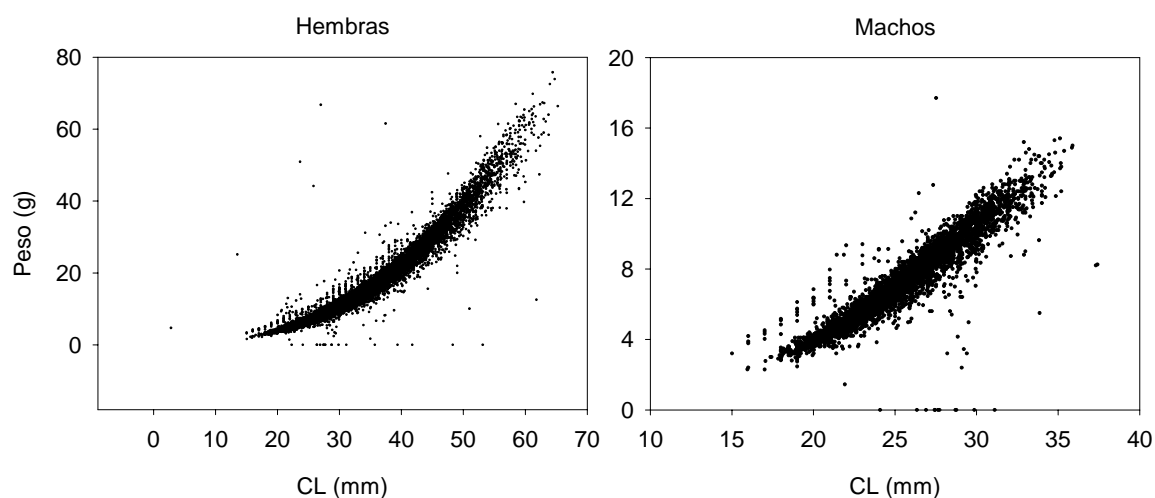
Los valores estimados fueron muy similares, tanto de la constante de intersección, como del coeficiente de regresión para todos los años y para cada sexo. Las pequeñas diferencias son variaciones interanuales esperadas propias de la relación crecimiento-ambiente, junto con variaciones mensuales propias de la biología de la especie.

Tabla 3.4. Constantes de intercepción y coeficientes de regresión para hembras, machos y total de gamba rosada (*A. antennatus*).

Hembras	Valor	Error Std.	valor t	Pr(> t)	R ² adj.	DF	SSE
Constante de intercepción (a)	0.00244	0.0147	-402.5208	0	0.9644	12843	0.1025
Coefficiente de regresión (b)	2.4536	0.0042	589.6865	0			
Machos							
Constante de intercepción (a)	0.00246	0.0311	-182.6543	0	0.9301	4515	0.0837
Coefficiente de regresión (b)	2.4311	0.0096	245.087	0			
Total							
Constante de intercepción (a)	0.00256	0.0113	-530.2046	0	0.9671	19475	0.1115
Coefficiente de regresión (b)	2.456	0.0032	757.0759	0			

Tabla 3.5. Constantes de intercepción y coeficientes de regresión anuales para hembras y machos de *A. antennatus*.

CL vs TW	Hembras				Machos			
	N	a	b	R ²	N	a	b	R ²
1992	2446	0.0029	2.4218	0.9525	630	0.0037	2.3248	0.9103
1993	1898	0.0024	2.4721	0.9709	509	0.0028	2.4187	0.9238
1994	1746	0.0027	2.4416	0.9646	441	0.0034	2.3618	0.9151
1995	813	0.0019	2.5409	0.9827	239	0.0031	2.3893	0.9505
1996	1034	0.0024	2.4747	0.9708	350	0.0032	2.3846	0.9546
1997	1148	0.0025	2.4650	0.9857	556	0.0035	2.3511	0.9601
1998	1216	0.0024	2.4793	0.9789	597	0.0024	2.5050	0.9436
1999	1215	0.0024	2.4866	0.9819	619	0.0035	2.3542	0.8936
2000	854	0.0033	2.3867	0.8300	457	0.0042	2.2867	0.8668
2001	529	0.0023	2.4836	0.9635	275	0.0025	2.4349	0.9398
2002	602	0.0022	2.4913	0.9668	303	0.0023	2.4649	0.9257
2003	774	0.0025	2.4589	0.9809	300	0.0030	2.3936	0.9416

Figura 3.10. Curvas de regresión de la relación talla-peso de *A. antennatus*.

3.3. Crecimiento absoluto. Relación talla-edad

En algunos crustáceos y también en *A. antennatus* ya se ha aplicado una técnica, que intenta aportar más objetividad al estudio del crecimiento considerando las edades, como es el análisis histoquímico de acúmulos de lipofuscina (Medina *et al.*, 2000; Vila Gordillo, 2001). La aplicación de esta técnica se encuentra en fase experimental, y aunque ha dado buenos resultados, es necesario continuar investigando en la estimación de la edad por este método debido a la elevada variación de las concentraciones de lipofuscina en relación a las tallas que se encuentran en los análisis. Por otra parte, se ha llevado a cabo por primera vez una experiencia de marcado y recaptura en el Mar Jónico (Relini *et al.*, 2004). Dicha experiencia fue realizada entre 150 y 200 m de profundidad, con un total de 693 individuos marcados y devueltos al mar. De ellos se recuperó un individuo 9 meses más tarde a profundidades entre 500 y 600 m. El incremento de talla para este ejemplar hembra que fue capturado y marcado a 29 mm CL y recapturado a 38 mm CL, fue de 9 mm. Ésto representó en torno a 1 mm mensual, en el periodo considerado entre noviembre de 1999 y agosto del año 2000.

En la presente memoria el estudio del crecimiento se realizó por métodos empíricos, y los parámetros fueron obtenidos usando diversos modelos disponibles en programas informáticos empleando distribuciones de tallas.

3.3.1. Material y métodos

Para la estimación de los parámetros de crecimiento absoluto se han utilizado las frecuencias de tallas anuales y las agrupadas por periodos estacionales del periodo comprendido entre los años 1992 y

2003. Todos los parámetros se han estimado por sexo y año.

La estimación de la edad a partir de las tallas se basó en la interpretación del crecimiento por clases modales. A partir de las clases modales se estimaron los parámetros de crecimiento siguiendo la ecuación de von Bertalanffy y el método de regresión no lineal.

Se utilizaron tres modelos empíricos. El primer modelo fue el modelo lineal incorporado en el programa informático ELEFAN I del paquete informático FISAT (Gayanilo *et al.*, 1988), que emplea una combinación de métodos gráfico (Bhattacharya, 1967) y de análisis de progresión modal (Petersen, 1892), para la separación de las distribuciones de tallas en grupos de talla. El método de Bhattacharya se basa en el ajuste gráfico de las parábolas modales a una distribución log-normal transformada. Mediante este modelo se analizaron las distribuciones de talla anuales. El modelo implementado en la subrutina ELEFAN I es un método robusto de estimación de los parámetros de crecimiento mediante una versión de la ecuación de von Bertalanffy que tiene en cuenta la fluctuación estacional. El modelo estima el grupo de parámetros de crecimiento a partir de los valores medios de los componentes de la distribución, minimizando la suma de cuadrados de las desviaciones.

El segundo modelo utilizado fue un modelo no lineal, MULTIFAN (Fournier y Sibert, 1990), que analiza simultáneamente las distribuciones de talla estacionales. El programa se basa en el modelo estadístico desarrollado por Schnute y Fournier (1980), que proporciona estimaciones de los parámetros de crecimiento y de la proporción de individuos por edad, analizando simultáneamente varias distribuciones de

talla, mediante un ajuste que minimiza una función objetivo por el método de máxima verosimilitud. El modelo requiere valores iniciales del número de clases de edad y también valores de la tasa de crecimiento k , que se encuentren dentro del intervalo probable de los valores reales. Un test de χ^2 es utilizado para comparar el logaritmo del valor de la función de máxima verosimilitud de los diferentes ajustes, y determinar objetivamente la mejor solución.

Las principales asunciones de estos dos modelos son que las distribuciones de tallas por edad siguen una distribución normal. Asumen también que la talla media por edad sigue la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy y la desviación estándar por edad es fijada inicialmente constante.

El tercer modelo utilizado consistió en una regresión no lineal ajustada por el método de mínimos cuadrados y empleando las modas obtenidas previamente (Bhattacharya, 1967). Se estiman los valores de la talla asintótica (L^∞), tasa de crecimiento (k) y la edad a la talla cero (t_0).

Se realizó la comparación de las curvas de crecimiento obtenidas en el presente estudio con otras curvas de zonas próximas, mediante el test del ratio de máxima verosimilitud (Kimura, 1980). El test prueba que no es incorrecta la hipótesis de que las curvas son coincidentes. La comparación entre las curvas se realizó sólo en el caso de las hembras, dado que el bajo número de modas obtenidas para los machos (entre 2 y 4) dificultó la comparación para éstos. La comparación fue realizada para el intervalo de edades común representado en las distintas zonas, y se realizó para la zona de Mallorca con el resto de zonas.

3.3.2. Resultados

Estimación de parámetros de crecimiento

Las modas obtenidas por el modelo lineal (ELEFAN) y el no lineal (MULTIFAN) (Tabla 3.6) presentaron un incremento de talla por edad estimada mediante un análisis de regresión lineal (Tabla 3.7) de 9 mm CL anuales para el modelo lineal y 7 mm CL para el modelo no lineal para hembras, y 4 mm CL al año para los machos para ambos modelos. La tasa de crecimiento (k) fue ligeramente más lenta en el caso del modelo no lineal (MULTIFAN) para las hembras, pero similar en los machos. Para las hembras entre la primera y la segunda clase de edad el aumento se situó en torno a 10 mm CL por ELEFAN y en torno a 8 mm CL por MULTIFAN. Entre la segunda y la tercera el incremento de talla fluctuó entre 9 y 7 mm CL, según los modelos empleados respectivamente, disminuyendo a medida que aumentaba la clase de edad, así entre la tercera y la cuarta edad el aumento promedio se situó entre 8 y 6 mm CL. Para los machos el aumento entre la primera clase de edad y la segunda y entre ésta y la tercera se situó en torno a los 5 mm CL, mientras que a partir de la tercera clase de edad disminuyó situándose alrededor de 2-3 mm CL anuales. Las modas obtenidas por el método seguido en ELEFAN dieron las estimaciones de aumento de crecimiento más próximas a la experiencia de marcado y recaptura (Relini *et al.*, 2004).

Los parámetros de crecimiento utilizando el tercer modelo de regresión no lineal y las modas obtenidas con ELEFAN se presentan en la Tabla 3.8. En la Tabla 3.9 se presentan estimaciones obtenidas en nuestra zona y en otras zonas del Mediterráneo, empleando la ecuación de von Bertalanffy por el modelo lineal. Los índices de phi (ϕ) de Munro (Munro y Pauly, 1983) o índice de rendimiento del crecimiento, que reflejan el

efecto conjunto de los parámetros de talla asintótica (L_{∞}) y tasa de incremento (k) como estadístico del modelo, fueron de 7.53 a 7.93 para las hembras y de 6.60 a 7.02 para los machos. Estos valores se encuentran dentro del intervalo de valores estimados para esta especie y especies de peneidos en otras zonas (García le Reste, 1987; Demestre, 1992; Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez, 2003). La selección de los parámetros de crecimiento se hizo basándonos en los valores más elevados de R_n ó coeficiente de bondad del ajuste. En todos los casos se buscaron ajustes superiores a 0.4.

Los resultados obtenidos utilizando el modelo no lineal (MULTIFAN) dieron valores de talla asintótica entre 63 y 70 mm CL y 38 y 50 mm CL y valores de tasa de incremento en torno a 0.15 - 0.25 y 0.2 - 0.3 para hembras y machos respectivamente.

El número de clases de edad, estimado por el modelo no lineal (MULTIFAN) para el máximo valor de la función objetivo, fluctuó entre 7 y 9 clases de edad para las hembras y entre 4 y 6 para los machos.

En las Figuras 3.11a,b se muestra los mejores ajustes obtenidos de los parámetros de crecimiento, que fueron para las hembras los correspondientes a los años 1995, 1997, 2000, 2002 y 2003, y para los machos 1994, 1999 y 2003. Los valores de talla asintótica, tanto para las hembras como para los machos se situaron muy próximos a la talla máxima observada en las distribuciones de tallas.

La estimación de los parámetros de crecimiento por el tercer método de regresión no lineal, empleando las modas obtenidas por ELEFAN (Tabla 3.8), proporcionó el mejor ajuste (Figura 3.12) de la curva de crecimiento para *A. antennatus*. En el gráfico

se ha añadido el valor de 6 mm CL, tanto para hembras como para machos, que correspondería a las tallas más pequeñas que fueron detectadas en la zona de Cataluña a 1200 m de profundidad por Sardà y Cartes (1997). Se observa que la curva ajusta bien con la información añadida sobre los individuos juveniles. Por tanto, los parámetros obtenidos por este tercer modelo fueron los parámetros adoptados en los modelos matemáticos de evaluación de la población (Tabla 3.8).

En la Tabla 3.9 y 3.10 y en la Figura 3.13, se comparan los parámetros de crecimiento, las modas promedio por edad y las curvas de crecimiento estimadas en las zonas de Cataluña por Demestre (1992); y en el Golfo de Alicante, Canal de Ibiza y Golfo de Vera por García-Rodríguez (2003), con las obtenidas en el presente estudio.

La comparación de las curvas de crecimiento mediante el ratio del test de máxima verosimilitud fueron significativamente diferentes debido a las diferencias correspondientes principalmente a los valores de t_0 ($P < 0.001$). Las curvas de crecimiento más diferenciadas se dieron para las zonas del Canal de Ibiza y Golfo de Vera, básicamente debido a que los intervalos de edades se reducen en dichas zonas no alcanzándose los 6 años de edad.

En relación a las tallas medias por edad estimadas para las diferentes zonas (Tabla 3.10), para las hembras las diferencias más importantes se dieron en el Canal de Ibiza y Golfo de Vera con las demás zonas, que presentaron valores más parecidos. Las estimaciones de talla media por edad para las hembras en el Canal de Ibiza y Golfo de Vera identificaron la primera moda en torno a 29 mm CL (García-Rodríguez, 2003). El número total de edades fue inferior en las zonas de Alicante y Canal de Ibiza, y todavía

menor en el Golfo de Vera (García-Rodríguez, 2003). La primera moda identificada en Mallorca, Cataluña y Golfo de Alicante, se situó en torno a 20 - 25 mm CL.

Para los machos el intervalo de edades común en las diferentes zonas se redujo a 3 en la zona de Cataluña y a dos para el resto de zonas. Las modas obtenidas fueron parecidas en la zona de Cataluña (Demestre, 1992) y Mallorca. Mientras que las modas estimadas en las zonas de Alicante, Canal de Ibiza y Golfo de Vera (García-Rodríguez, 2003) fueron diferentes, presentando un crecimiento más parecido al de las hembras con intervalos entre una edad y la siguiente de en torno a 10 mm CL. Mientras que en Cataluña y Mallorca el crecimiento sería más próximo a 5 mm CL entre las primeras edades.

Estimación de la moda de reclutamiento al arte

El modelo no lineal (MULTIFAN) proporcionó información de la moda de

reclutamiento, llamada así porque es la moda de talla media más pequeña identificable para la pesquería. Asimismo, da también información del periodo del año en que aparece esta moda de reclutamiento. Los resultados evidenciaron que la primera moda se dio preferentemente en verano y otoño para las hembras y en primavera y verano para los machos. Esta moda se encontró alrededor de los 20-23 mm CL para las hembras y entre 18 y 21 mm CL para los machos. Se asignó a esta moda, tanto para machos como para hembras, el intervalo de entre 1 y 2 años de edad.

La siguiente moda, que se asocia a los individuos ya totalmente reclutados, se situó para las hembras en torno a 30 mm CL. Fue la moda más importante y la moda más permanente en la distribución de tallas de toda la serie de años analizada. Para los machos la siguiente moda, correspondiente a los individuos completamente reclutados, se encontró en torno a 20 - 25 mm CL. Generalmente el modelo asignó edades de 2 ó 3 años para estas modas en ambos sexos.

Tabla 3.6. Clases modales estimadas a partir de la distribución de tallas anual (ELEFAN) y de la distribución de tallas estacional (MULTIFAN) para la gamba rosada (*A. antennatus*) por sexos. 1992-2003. CL = clase modal (CL mm).

Año	ELEFAN			MULTIFAN		
	Edad	Hembras	Machos	Edad	Hembras	Machos
1992	1	22.28	18.93	0	13.68	10.00
1993	1			0	13.04	10.00
1994	1			0	13.00	10.00
1995	1			0	10.98	10.00
1996	1			0	13.00	10.00
1997	1			0	10.75	10.00
1998	1			0	10.03	10.74
1999	1			0	16.68	10.04
2000	1	23.68		0	14.55	10.00
2001	1	20.39		0	15.64	10.23
1992	2	30.26	22.37	1	21.28	14.20
1993	2	30.27		1	21.66	
1994	2	29.60		1	22.73	14.83
1995	2	29.84		1	19.25	16.85
1996	2	30.89		1	20.55	19.48
1997	2	27.39	22.78	1	21.29	17.24
1998	2	31.16		1	18.76	20.87
1999	2	29.86	22.99	1	22.78	20.88
2000	2	28.92	21.63	1	21.86	18.07
2001	2	33.29	21.03	1	23.42	22.43
1992	3	38.72	26.84	2	27.91	22.43
1993	3	41.73	25.02	2	28.99	18.44
1994	3	36.85	26.47	2	28.59	22.07
1995	3	41.67	24.65	2	26.34	24.43
1996	3	42.10	26.65	2	27.13	24.54
1997	3	37.46		2	30.40	21.80
1998	3	39.91	25.25	2	26.39	25.85
1999	3	38.26		2	28.12	27.01
2000	3	38.18	25.27	2	28.24	22.27
2001	3	43.31	26.20	2	30.20	29.22
1992	4	48.98	31.47	3	33.71	27.09
1993	4	50.75	30.65	3	35.23	22.72
1994	4	51.20	31.41	3	33.71	26.32
1995	4	49.97	30.38	3	32.42	28.72
1996	4	52.74		3	32.87	27.93
1997	4	48.28	28.68	3	38.27	25.68
1998	4	48.18	30.49	3	33.05	27.78
1999	4	46.17	28.39	3	32.78	
2000	4	49.45	29.57	3	33.82	25.91
2001	4	52.25	31.39	3	36.13	
1992	5	58.74	34.22	4	38.78	29.33
1993	5	57.21	34.60	4	40.53	26.48
1994	5	58.12		4	38.19	28.81
1995	5	57.91	33.60	4	37.64	
1996	5	57.43	33.32	4	37.89	28.99
1997	5	54.65	34.86	4	45.07	28.80
1998	5	55.41	32.04	4	38.87	
1999	5	54.54	33.20	4	36.85	29.07
2000	5	56.91	35.81	4	38.69	
2001	5			4	41.31	30.45
1992	6	62.60		5	43.21	29.80
1993	6			5	42.09	30.28
1994	6			5	42.11	31.80
1995	6			5	50.94	31.82
1996	6			5	43.95	32.72
1997	6			5	42.95	
1998	6			5	45.83	
1999	6			5	49.25	

Tabla 3.7. Incremento de talla por clase de edad de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Hembras ELEFAN	Coeficientes	R ² ajustado	Nº observ.
Intercepción	13.222	0.971	43
Coeficiente	8.812		
Hembras MULTIFAN			
Intercepción	7.458	0.879	43
Coeficiente	6.987		
Machos ELEFAN			
Intercepción	14.268	0.952	31
Coeficiente	3.944		
Machos MULTIFAN			
Intercepción	8.945	0.812	57
Coeficiente	4.316		

Tabla. 3.8. Parámetros de crecimiento calculados por regresión no lineal empleando las modas obtenidas por el modelo lineal ELEFAN.

	Coef. Hembras	SE	t	p	R ² adj.	Coef. Machos	SE	t	p	R ² adj.
Linf	75	4.5862	18.1337	0.0001	0.95945	42	1.6332	21.8773	0.0001	0.89258
k	0.249	0.0200	11.3495	0.0001		0.422	0.0349	10.4875	0.0001	
to	-0.3944					-0.6558				

Tabla 3.9. Parámetros de crecimiento de la zona de Mallorca y de las zonas adyacentes de Cataluña (Demestre, 1992), Golfo de Alicante, Canal de Ibiza, y Golfo de Vera (García-Rodríguez, 2003) de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Zonas	Parámetros	Valores	Zonas	Valores	Zonas	Valores
Mallorca	Linf	75	G. de Alicante	74.28	Golfo de Vera	75
	k	0.249		0.38		0.4
	to	-0.39436		-0.065		-0.23
Cataluña	Linf	76	Canal de Ibiza	73		
	k	0.3		0.363		
	to	-0.07		-0.406		

Tabla 3.10. Modas por edad de *A. antennatus* de la zona de Mallorca y de las zonas adyacentes de Cataluña (Demestre, 1992), Golfo de Alicante, Canal de Ibiza, y Golfo de Vera (García-Rodríguez, 2003).

Hembras	Localidad	Edad	CL (mm)	Machos	Edad	CL (mm)
	Mallorca	0	15.07		1	18.93
		1	22.19		2	21.95
		2	30.23		3	25.79
		3	39.87		4	30.27
		4	49.64		5	33.96
		5	56.31			
Demestre (1992)	Cataluña	6	62.60			
		0	15.07	Cataluña	1	23.00
		1	22.12		2	27.20
		2	30.84		3	30.80
		3	40.31			
		4	49.07			
García-Rodríguez (2003)	Alicante	5	55.72			
		1	25.65	Alicante	1	21.47
		2	33.66		2	27.68
		3	43.19			
	Canal de Ibiza	4	51.16			
		1	29.18	Canal de Ibiza	1	23.05
		2	37.56		2	33.26
		3	45.75			
	Golfo de Vera	4	54.10			
		1	29.10	Golfo de Vera	1	21.00
		2	43.80		2	27.30
		3	52.60		3	32.50

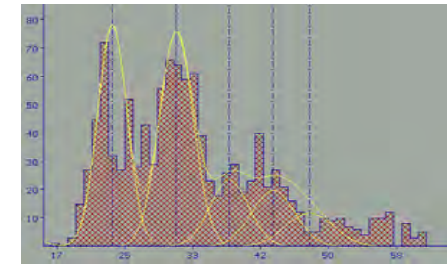
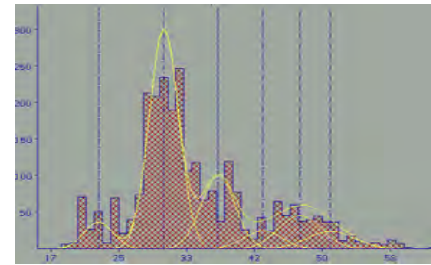
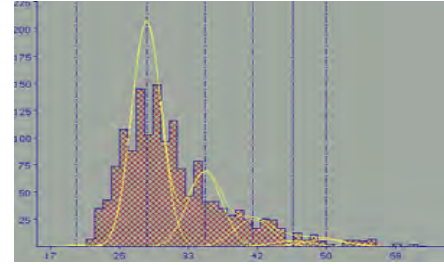
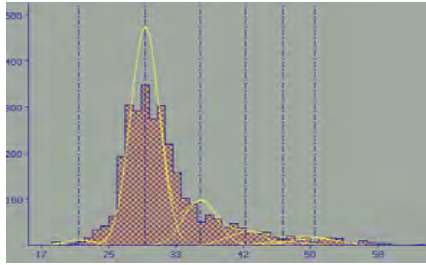
Invierno

Primavera

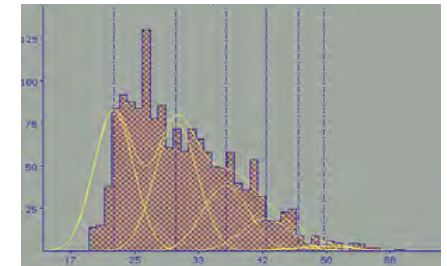
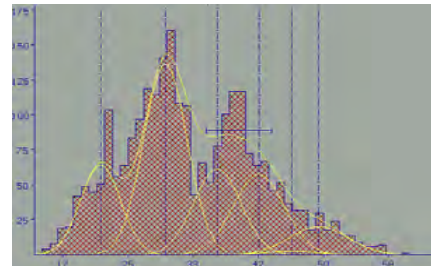
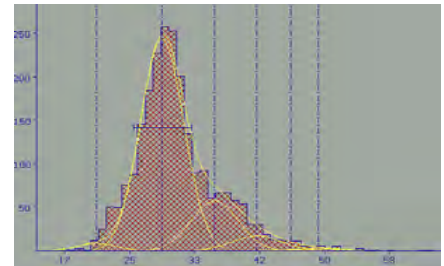
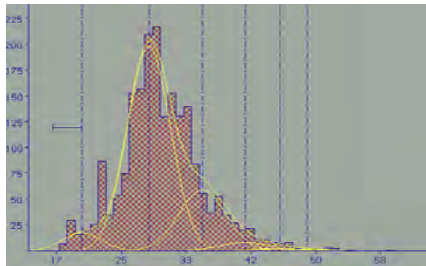
Verano

Otoño

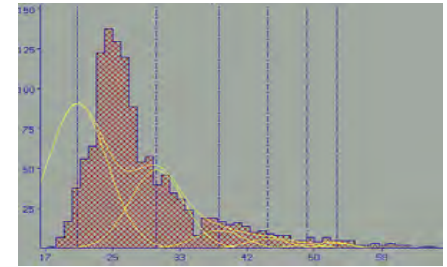
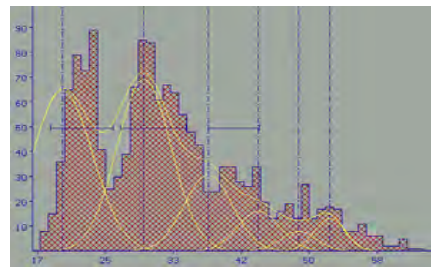
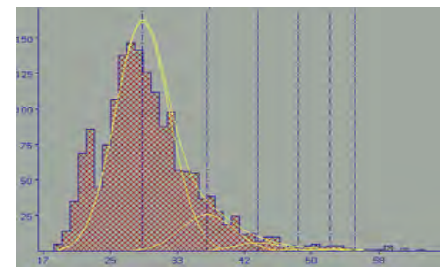
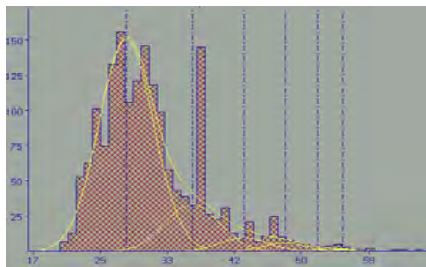
1995: $K \leq 0.189$ (1/año); $L_{inf} = 69.1$ primera edad estimada 1.05 años. Talla media por edad al mes 1: 13.98, 23.47, 31.33, 37.83, 43.22, 47.67; total penalización = 0.28999; coeficiente ajuste rho = 0.825.



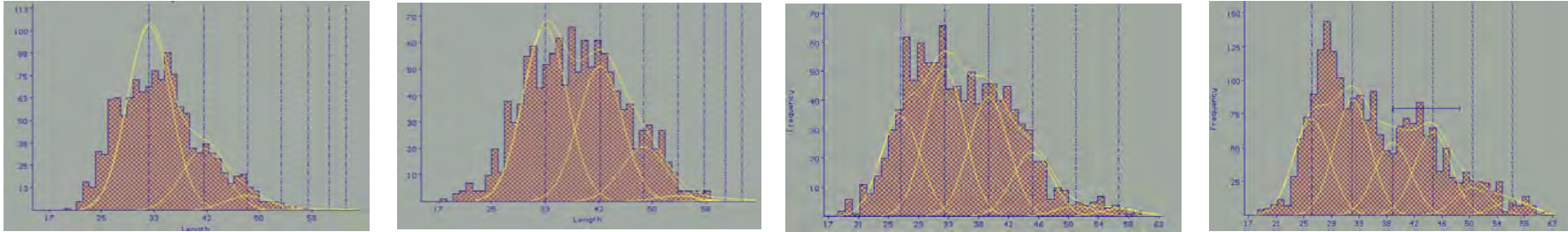
1997: $K \leq 0.239$ (1/año); $L_{inf} = 66.7$ primera edad estimada 1.46 años. Talla media por edad al mes 1: 19.70, 29.70, 37.58, 43.78, 48.67, 52.51; total penalización = 0.58509; coeficiente ajuste rho = 0.787.



2000: $K \leq 0.222$ (1/año); $L_{inf} = 63.1$ primera edad estimada = 1.71 años. Talla media por edad al mes 1: 19.92, 28.51, 35.40, 40.91, 45.33, 48.87; total penalización = 0.08682; coeficiente ajuste rho = 0.801.



2002: $K = 0.239$ (1/año); $L_{inf} = 68.9$ primera edad estimada = 1.24 años. Talla media por edad al mes 1: 17.71, 28.61, 37.19, 43.94, 49.25, 53.44, 56.73; total penalización = 1.28808; coeficiente ajuste $\rho = 0.787$.



2003: $K = 0.240$ (1/año); $L_{inf} = 73.5$ primera edad estimada = 1.60 años. Talla media por edad al mes 1: 23.46, 34.13, 42.52, 49.13, 54.32, 58.41, 61.63, total penalización = 2.73929; coeficiente ajuste $\rho = 0.787$.

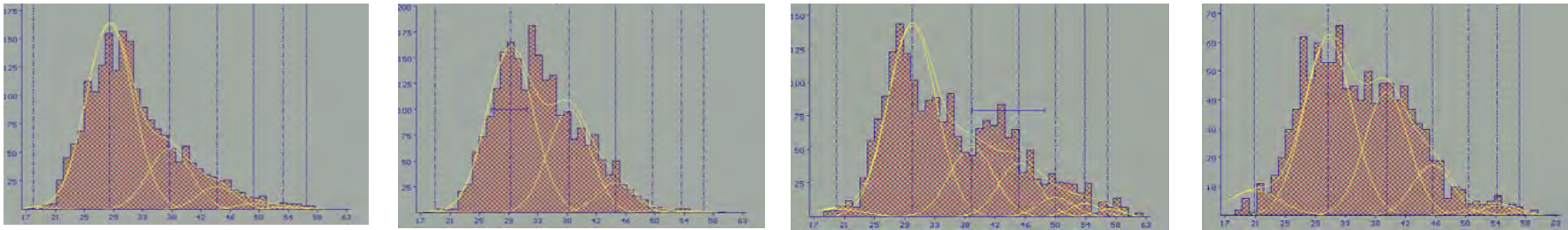


Figura 3.11a. Distribución de tallas estacional y modas ajustadas a partir de los parámetros estimados por el modelo no lineal (MULTIFAN) hembras de gamba rosada (*A. antennatus*).

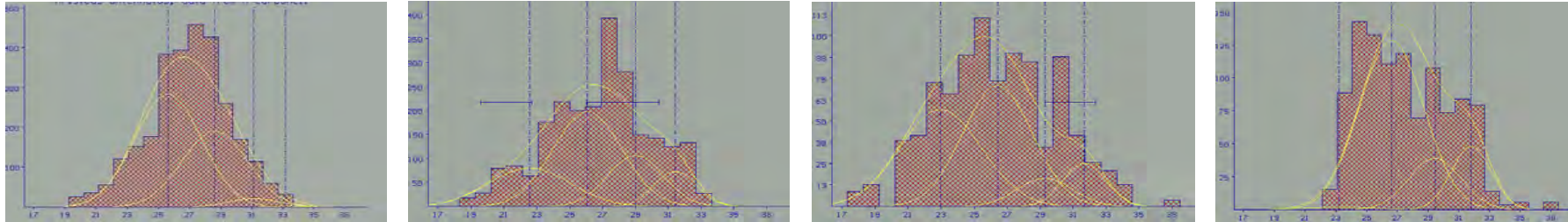
Invierno

Primavera

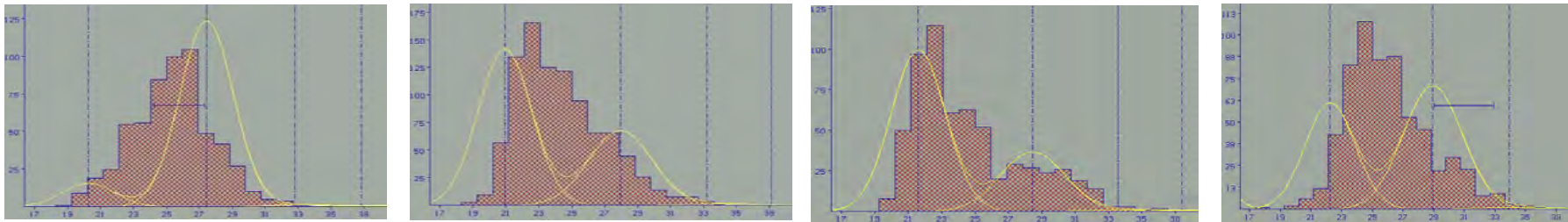
Verano

Otoño

1994: $K = 0.186$ (1/año); $L_{inf} = 44.1$ primera edad estimada = 2.07 años. Talla media por edad al mes 1: 22.45, 26.12, 29.17, 31.70, total penalización = 0.02482; coeficiente ajuste $\rho = 0.831$.



1999: $K \leq 0.290$ (1/año); $L_{inf} = 49.8$ primera edad estimada = 0.86 años. Talla media por edad al mes 1: 10.99, 20.77, 28.08, 33.55, 37.65, total penalización = 0.58042; coeficiente ajuste $\rho = 0.748$.



2003: $K = 0.290$ (1/año); $L_{inf} = 49.9$ primera edad estimada = 1.79 años. Talla media por edad al mes 1: 20.26, 27.73, 33.33, 37.51, total penalización = 0.32910; coeficiente ajuste $\rho = 0.748$.

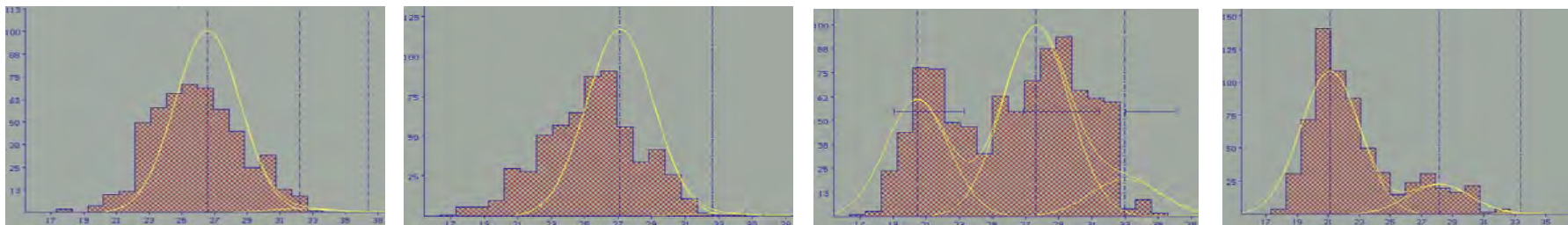


Figura 3.11b. Gráficos de la distribución de tallas estacional y de las modas y parámetros estimados por el modelo no lineal (MULTIFAN) machos de *A. antennatus*.

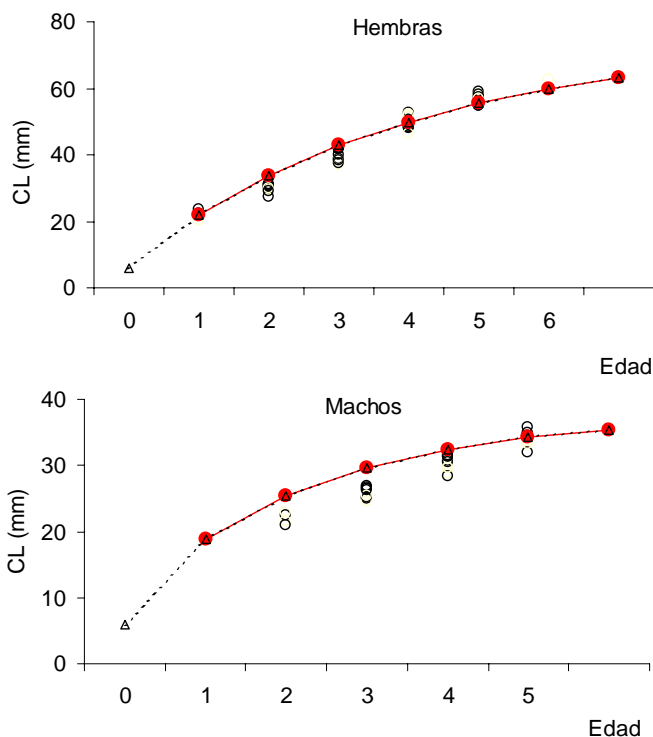


Figura 3.12. Curvas de crecimiento de gamba rosada (*A. antennatus*) por el modelo de regresión no lineal obtenidas a partir del ajuste de clases modales anuales. En rojo los valores teóricos, el triángulo indica el valor de 6 mm CL de un juvenil.

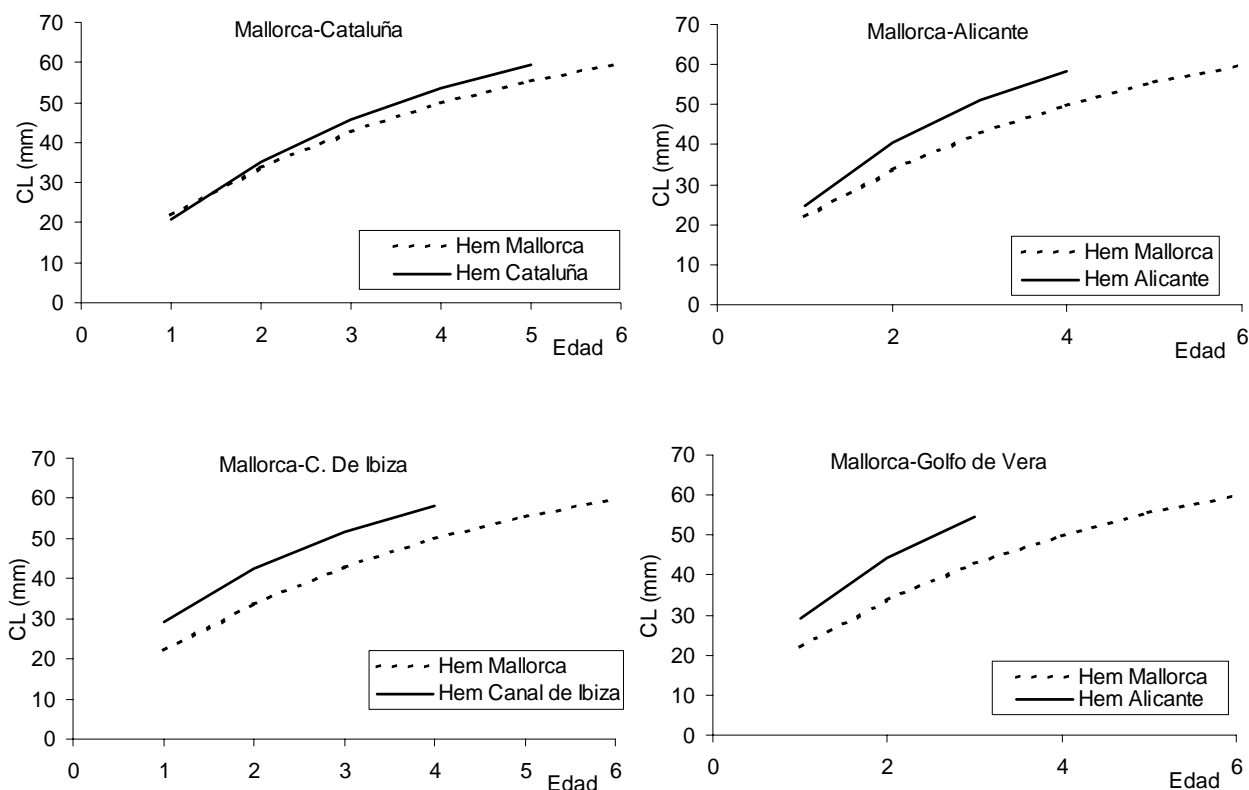


Figura 3.13. Comparación de las curvas de crecimiento de gamba rosada (*A. antennatus*) estimadas en diferentes zonas: Mallorca, Cataluña, (Demestre, 1992), Golfo de Alicante, Canal de Ibiza, Golfo de Vera (García-Rodríguez, 2003).

3.4. Mortalidad natural

La mortalidad natural es la estimación de la desaparición o eliminación de individuos de una población por causas naturales. Dependiendo del valor asumido se considera que la especie tiene una elevada tasa de desaparición por causas naturales o no. Las implicaciones que tales asunciones tienen en los modelos estructurales afectan al diagnóstico de estado de explotación.

3.4.1. Material y métodos

Las tasas de mortalidad natural anuales fueron obtenidas por sexo y año siguiendo diferentes metodologías y considerando las más apropiadas para la especie estudiada:

I. La propuesta por Pauly (1980), modificada para el Mediterráneo por Djabali *et al.*, (1993):

$$\log_{10} M = -0.736 - 0.114 \log_{10} T^{\circ} + 0.522 \log_{10} k - 0.583 \log_{10} T^{\circ}$$

Donde T° (temperatura) es igual 12.5° temperatura estimada como valor medio del agua profunda a partir de 500 m de profundidad en el Mediterráneo (Font, *et al.* 1988).

II. La ecuación propuesta por Taylor (1960) que estima M en función de los parámetros de crecimiento y considerando que el 5% de los individuos del stock crecen hasta alcanzar el 95% de su Linf mediante la siguiente ecuación:

$$M = \ln q / (t_0 + (1/k) \ln (1-p))$$

Donde $q = 0.05\%$ y $p = 0.95\%$

III. El método de Rithter y Efanov (1976) reseñado por García y Le Reste (1987) para crustáceos decápodos, que se basa en la relación entre la mortalidad natural y la maduración sexual mediante la ecuación:

$$M = (1.521 / (t_{m50} * 0.720)) - 0.155$$

Siendo t_{m50} la talla de primera maduración.

IV. El modelo de Alagaraja (1984) que define el coeficiente de mortalidad considerando la longevidad de la especie como la edad a la que el 99% de la cohorte esta muerta, si sólo estuviera expuesta a mortalidad natural.

$$M1\% = -\ln(0.01)/T_m$$

Siendo T_m la duración o longevidad en años de la especie.

3.4.2. Resultados

En la Tabla 3.11 se presentan las estimaciones de mortalidad natural por los diferentes métodos empleados. Los resultados obtenidos variaron entre 0.4 y 0.9 por año. Estos resultados situarían a la especie como más próxima a especies de vida intermedia entre los crustáceos de vida larga como crustáceos macrúridos, en los que se han estimado valores en torno a 0.2 por año (Punt y Hilborn, 1996; Breen, 1994; Walters *et al.*, 1993), mientras que los camarones costeros, con dos generaciones anuales, pueden dar valores de mortalidad natural muy elevados, en torno a 5 por año (García y Le Reste, 1987).

Las estimaciones de mortalidad natural en zonas próximas del Mediterráneo han variado de 1.3 en Portugal (Ribeiro-Cascalho, 1988; Cadima *et al.*, 1995) a valores de 0.3 en el Mar Ligur (Orsi Relini Y Relini, 1985). La mayor parte de las estimaciones han fluctuado entre 0.5 y 0.8 (Carvalho, 1983; Demestre y Martín, 1993; Demestre y Leonart, 1993; Carbonell *et al.*, 1999; García-Rodríguez y Esteban, 1999a,b; Ardizzone y Corsi, 1997; Spedicato *et al.*, 1995; Cau, 1994; Greco *et al.*, 1994; Petrakis 1998).

Los valores empleados en la evaluación de la población por métodos estructurales de la presente memoria fueron los estimados siguiendo el modelo Djabali *et al.* (1993).

Valores de mortalidad natural de 0.5 año⁻¹, han sido empleados para la especie *Pandalus borealis* (Caihong *et al.*, 2001) explotada en el Atlántico Nordoccidental con una distribución batimétrica parecida pero más superficial que *A. antennatus*, entre 100 y 500 m de profundidad, y probablemente con una capacidad de renovación de la población superior a *A. antennatus*, ya que es un crustáceo carideo, de aguas frías más productivas con incubación de los huevos. Es difícil en general establecer la tasa de mortalidad natural de una especie. En algunas especies de peces en los que se ha estimado la tasa de mortalidad de las poblaciones en condiciones vírgenes o de no explotación, se asume que dicha tasa es aproximadamente igual, en promedio para un

periodo suficientemente largo de tiempo, al reclutamiento. Sólo a modo de ejemplo, estas estimaciones se han realizado para la especie de merluza *Merluccius bilinearis* (Rikhter *et al.*, 2001) en la que se estableció una tasa de desaparición de alrededor del 45% de la población equivalente a una tasa de mortalidad natural de 0.6.

Las estimaciones de mortalidad natural obtenidas en el presente estudio son ligeramente inferiores a las estimadas por otros autores (Demestre y Martin, 1993; Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez, 2003) aunque próximas, y se han considerado comparables. Recientemente estimaciones de mortalidad natural en el Mar Jónico en la costa Griega en poblaciones no explotadas de gamba rosada (D'Onghia *et al.*, 2005) han estimado valores entre 0.327 y 0.781 por año para longevidades de 7 y 9 años respectivamente.

Tabla 3.11. Tasas de mortalidad natural anual de la gamba rosada (*A. antennatus*) por sexo.

Sexo-Método	M
Hembras	
M (Djabali)	0.363
Taylor	0.249
Rikhter y Efanov	0.768
Alagaraja	0.658
Machos	
M (Djabali)	0.517
Taylor	0.422
Rikhter y Efanov	0.981
Alagarara	0.921

3.5. Composición por edades

Cuando una población es explotada se producen cambios en la estructura de tallas y de edades de la población. Las clases de edad más viejas son las primeras en sufrir reducciones en su abundancia. La longevidad de una especie es un importante parámetro de la explotación, cambios en la longevidad y reducciones en el intervalo de clases de edad explotadas tienen repercusión en la propia pesquería y en la gestión de la misma.

3.5.1. Material y métodos

El número de individuos capturados, por edad, fue obtenido utilizando el método de corte de cohortes, en el que el número de individuos por talla son convertidos en número por edad, mediante la agrupación de tallas en diferentes grupos de acuerdo a la ecuación de crecimiento. Para ello se utilizó el programa informático L2age, utilizado en los principales grupos de trabajo de evaluación de stocks del Atlántico Nororiental (ICES 1999, 2003).

Para obtener la matriz de captura por edad, el método clásico de corte de cohortes requiere los valores de: i) los parámetros de crecimiento, que fueron los obtenidos mediante el análisis por regresión no lineal, ii) el valor de la talla de primera madurez que fue de 26 mm CL para las hembras y 21 mm CL para los machos (ver capítulo 3.7), iii) las tasas de mortalidad natural, que fueron las obtenidas por el método de Djabali *et al.*, (1994) de 0.363 año^{-1} para las hembras y 0.517 año^{-1} para los machos.

Los resultados fueron representados mediante gráficos burbuja. El tamaño de la burbuja está en relación a los valores máximos. El estadístico empleado fue la proporción por grupo de talla:

$$P_{ij} = C_{ij} / \sum C_{ij}$$

Suscripciones: grupo de talla: $i = 1, \dots, I$.
Año: $j = 1, \dots, J$.

Datos: Captura por grupo de talla $C = C_{ij}$.
Proporción por grupo de talla $P = P_{ij}$.

3.5.2. Resultados

En la Tabla 3.12 y Figura 3.14 se presentan la abundancia absoluta y relativa respectivamente de captura por edad obtenidas por el método de corte de cohortes. Se obtuvieron hasta siete clases de edad para las hembras y cinco para los machos. Dado el bajo número de individuos en las últimas clases de edad, se hizo clase plus a partir de la edad 6 para las hembras y 4 para los machos. La primera edad se asigna a la edad 1 en ambos sexos.

El análisis exploratorio mediante gráficos burbuja (Figura 3.14) mostró que los grupos de edad predominantes fueron las edades 2, 3 y 4, mostraron en las hembras una tendencia a la disminución de las abundancias relativas de dichas edades entre 1992 y 1999, que se recuperaron a partir del 2000. En el caso de los machos globalmente se mantuvo la tendencia decreciente de las edades más importantes y abundantes en la composición de las capturas para este sexo, que fueron las edades 2 y 3.

La edad 1, considerada la primera edad reclutada a la pesquería, presentó una proporción de individuos siempre baja, inferior en promedio al 10% de todos los individuos capturados (Tabla 3.13). Dependiendo de los años fluctuó entre el 1 y 8% para las hembras y entre el 4 y el 16% para los machos en número, mostrando una cierta dependencia de la abundancia de la edad dos de la cohorte anterior.

Tabla 3.12. Abundancia de individuos en la captura por clases de edad de gamba rosada (*A. antennatus*) en N° individuos/1000.

	Edad/Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	
Hembras	1	606	267	193	209	92	489	
	2	7190.6	5533.6	5493.1	5254.8	5446.3	3877.6	
	3	4815.2	3207.8	3754.8	1700.6	1841.6	1104.8	
	4	1183.7	837.4	810.6	663.1	420	323.6	
	5	330.1	184.2	242.9	250.1	127.6	150.8	
	6	58.1	41.4	37	112.4	41.2	54.5	
	7	13.3	6.6	11.5	34.9	15.3	23.7	
	Edad/Año	1998	1999	2000	2001	2002	2003	
	1	72	408	295	436	97	321	
	2	3721.3	5896.7	4171.1	4889.5	3836.7	2328.4	
	3	976.5	1108.5	2050.9	2553.6	2443.7	1787.3	
	4	279	183.5	594.7	732.4	777	767.9	
	5	85.8	45.4	164.6	220.4	232.7	294.6	
	6	26.2	10.6	54.3	18.8	77.5	93.8	
7	8.3	7.3	5.4	1.3	9.4	19.9		
Machos	Edad/Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	
	1	695.3	727.3	552.9	291.5	364.8	697.4	
	2	4859.2	5983	5907.3	4270.6	3434.1	2911.9	
	3	1056	2868.3	1587.9	1208.2	765.3	672.2	
	4	43.6	242.2	21.2	69.8	23.8	32.6	
	5	9	10.3	1.8	0	0	0	
	Edad/Año	1998	1999	2000	2001	2002	2003	
	1	549	1034	1066.3	664.3	536.7	351.5	
	2	3171.5	2157.5	4530.6	2795.7	2205.4	1565.1	
	3	367.4	174.4	633	420.1	379.4	464.3	
	4	11.1	6.1	21.1	9.9	3.3	11.9	
	5	0	0	0	0	0.2	0.2	
	Total	Edad/Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997
		1	1301.3	994.3	745.9	500.5	456.8	1186.4
2		12049.8	11516.6	11400.4	9525.4	8880.4	6789.5	
3		5871.2	6076.1	5342.7	2908.8	2606.9	1777	
4		1227.3	1079.6	831.8	732.9	443.8	356.2	
5		339.1	194.5	244.7	250.1	127.6	150.8	
6		58.1	41.4	37	112.4	41.2	54.5	
7		13.3	6.6	11.5	34.9	15.3	23.7	
Edad/Año		1998	1999	2000	2001	2002	2003	
1		621	1442	1361.3	1100.3	633.7	672.5	
2		6892.8	8054.2	8701.7	7685.2	6042.1	3893.5	
3		1343.9	1282.9	2683.9	2973.7	2823.1	2251.6	
4		290.1	189.6	615.8	742.3	780.3	779.8	
5		85.8	45.4	164.6	220.4	232.9	294.8	
6	26.2	10.6	54.3	18.8	77.5	93.8		
7	8.3	7.3	5.4	1.3	9.4	19.9		

Tabla 3.13. Tasas de captura de la edad-1 (reclutamiento al arte) en número de la pesquería comercial de gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca.

Años	% Hembras.	% Machos.	% Total.
1992	4.27	7.55	6.24
1993	2.65	5.65	4.99
1994	1.83	4.96	4.01
1995	2.54	3.43	3.56
1996	1.15	5.12	3.63
1997	8.12	10.46	11.48
1998	1.39	7.43	6.70
1999	5.33	16.26	13.07
2000	4.02	11.86	10.02
2001	4.93	10.40	8.64
2002	1.30	9.62	5.98
2003	5.72	6.30	8.40
PROMEDIO	3.60	8.25	7.23
DS	2.17	3.62	3.13

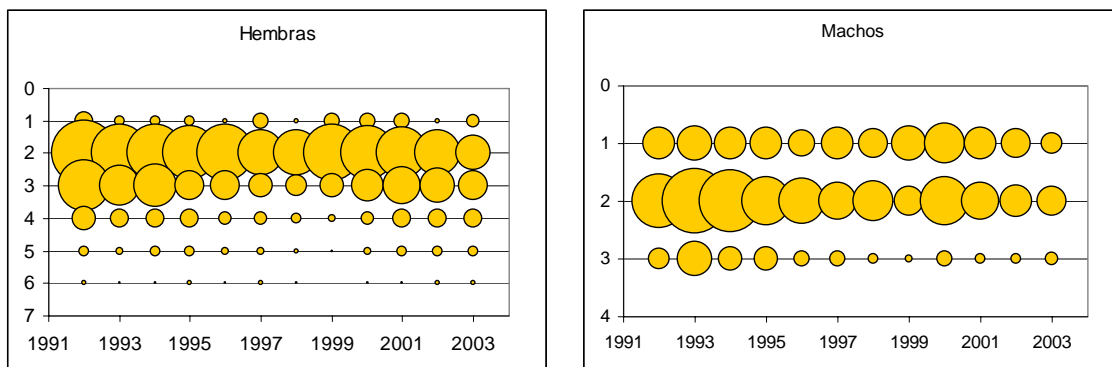


Figura 3.14. Composición por edades por sexo de las gamba rosada (*A. antennatus*).

3.6. Sex-ratio

El sex-ratio es un parámetro relacionado con el dimorfismo sexual, que a su vez, se relaciona con las características de longevidad (diferentes tallas y edades) diferentes en cada sexo.

En las poblaciones adultas el sex-ratio puede estar sesgado por una mortalidad ligada al papel del sexo, o a causas ontogénicas de distribución espacial y estacional diferenciada entre sexos.

3.6.1. Material y métodos

El sex-ratio mensual promedio fue calculado para el total de categorías comerciales y mediante un G test (Sokal y Rohlf, 1995) fue probada la significación de la desviación de la relación 1:1.

El sex-ratio estacional se analizó mediante una tabla de contingencia 2 x 4, (dos sexos vs. cuatro estaciones). El test de chi cuadrado se utilizó para comprobar si los sex-ratio de cada periodo estacional se ajustaban a la relación 1:1.

3.6.2. Resultados

El sex-ratio mensual (Tabla 3.14) fue significativamente diferente de la relación 1:1 esperada ($P < 0.05$), a excepción de los meses de marzo, octubre y diciembre, en que no fue significativamente diferente, aunque favorable a las hembras. La menor proporción de machos en la captura se dio repetidamente en junio, cuando la práctica totalidad de las hembras presentaron el espermatóforo en el *thelycum* (ver capítulo 3.9).

Globalmente las hembras predominan en la captura total en una relación de 7:3. La proporción global de hembras en la captura se mantuvo constante a lo largo del periodo

estudiado (Tabla 3.15) y las diferencias anuales no fueron significativas ($P < 0.05$). El sex-ratio se situó en promedio en torno al 84% de hembras y 16% de machos en peso, y 71% de hembras y 29% de machos en número.

Estacionalmente (Figura 3.15) el sex-ratio no fue significativamente diferente ($0.025 < P(t \geq 8.53) < 0.05$) en otoño e invierno, aunque la composición de la población fue favorable a las hembras, 6:4. En primavera y verano, cuando tiene lugar la reproducción, se dio un sex ratio sesgado favorable a las hembras ($P(t \geq 8.53) < 0.001$) y significativamente diferente.

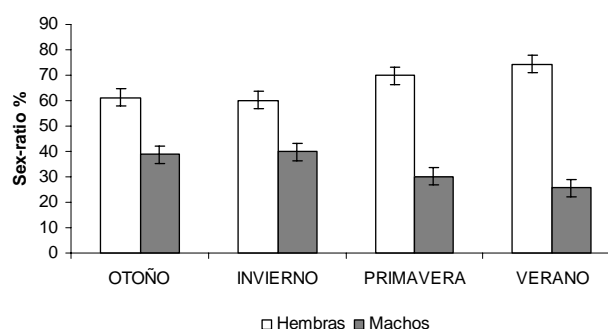


Figura 3.15. Variación estacional promedio (1992-2003) del sex-ratio de gamba rosada (*A. antennatus*).

El sex-ratio mensual en porcentaje de machos, mostró una patrón bastante similar de variación a lo largo del periodo estudiado (Figura 3.16). Se produce una disminución muy rápida de la proporción de machos a partir de abril, con valores mínimos en junio o julio. En otoño la proporción de machos vuelve a aumentar en la población alcanzando proporciones no significativamente diferentes de las hembras.

El aumento de la proporción de machos a finales de invierno o principios de primavera podría estar asociado al

comportamiento sexual de la especie en el proceso de acoplamiento y deposición del espermatóforo. La disminución de los machos durante el periodo reproductivo, también podría asociarse a una mortalidad debida al acoplamiento o a una migración a otras zonas después del acoplamiento. El patrón de variación del sex-ratio parece sugerir esta posibilidad, si bien se dieron variaciones de sex-ratio entre los meses estudiados a lo largo del ciclo (Figura 3.17) que sugieren también que el sex-ratio estaría influido por las características de la pesca (muestreo), como la zona o la profundidad en que se realiza la pesca.

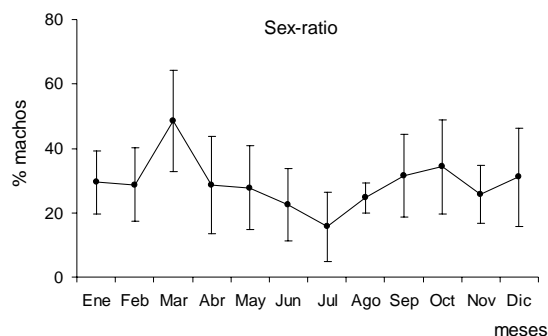


Figura 3.16. Sex-ratio mensual, proporción de machos y desviación estándar de la captura promedio mensual del periodo 1992-2003 de gamba rosada (*A. antennatus*).

Tabla 3.14. Sex-ratio promedio mensual de gamba rosada (*A. antennatus*). Sex-ratio = machos/(hembras + machos).

Años Meses	1992-97 % of males	G test	1998-03	G test
Enero	17,19	+	30.72	+
Febrero	33,59	+	37.07	+
Marzo	50,40	0,0063***	49.21	0.01***
Abril	19,02	+	32.74	+
Mayo	24,86	+	32.80	+
Junio	20,02	+	24.92	+
Julio	13,42	+	17.86	+
Agosto	28,59	+	27.97	+
Septiembre	32,32	+	33.34	+
Octubre	37,44	+	39.60	1.91*
Noviembre	33,78	+	31.40	+
Diciembre	37,74	+	43.44	0.71**
Promedio	29,03	+	33.34	

a valores de χ^2 : + = se rechaza H_0 ; * $p < 0.05$

Tabla 3.15. ANOVA de la proporción media anual de hembras en la captura de gamba rosada (*A. antennatus*).

Fuentes de variación	SS	DF	MS	F	F _{0.05(1),9,110}
Hembras					
Inter	233.88	9	25.9871	0.1405	1.96
Intra	20343.39	110	184.9399		

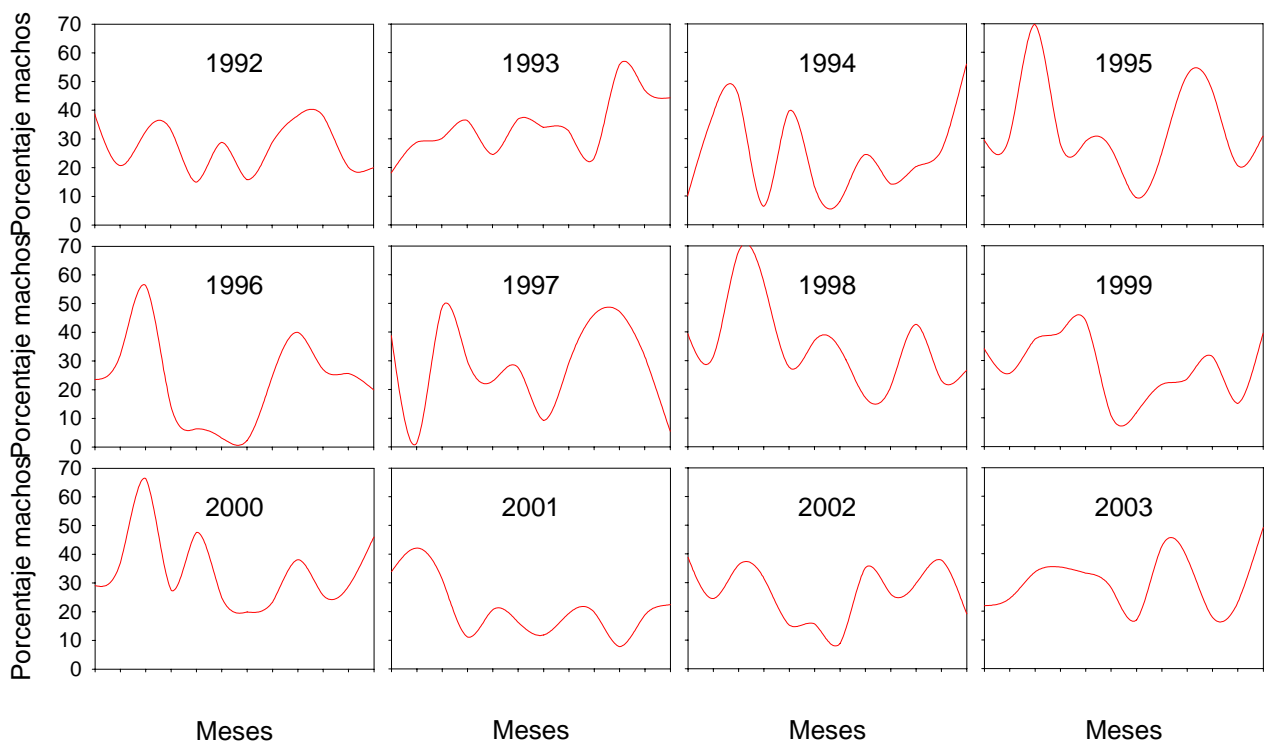


Figura 3.17. Sex-ratio mensual. Porcentaje de machos de gamba rosada (*A. antennatus*).

DINÁMICA REPRODUCTIVA

3.7. Talla de primera madurez CLm50

La talla de primera madurez se define como la longitud o el peso en la madurez. El índice de madurez de la población se define como el tamaño al cual el 50% de los individuos de ese tamaño son maduros.

Uno de los factores que influyen en la composición de tallas en la captura es la selectividad del arte. Por otra parte entre las medidas técnicas de gestión se encuentran las que establecen una talla mínima legal. Ésta tiene por objetivo proteger los individuos inmaduros y permitir que, al menos, hagan una puesta antes de ser capturados. Experiencias recientes de selectividad en la zona de estudio para la gamba rosada (Massutí *et al.*, 2002) han mostrado que prácticamente la totalidad de individuos son capturados por el arte, es decir el arte que se emplea en la actualidad no presenta una selectividad por talla significativa para esta especie. La determinación de la talla de primera madurez es de importancia para determinar la composición de la población explotada. Diferencias en el hábitat y el patrón de explotación pueden determinar crecimientos diferentes y tallas de madurez diferentes en distintas zonas (Kirkham y Fischer, 2004). Por todo ello, determinar parámetros biológicos como la talla de primera madurez es un paso previo a la implementación de medidas técnicas de gestión adecuadas.

3.7.1. Material y métodos

La talla de primera madurez se determinó para cada sexo y año, y fue estimada a partir del ajuste de la curva normal acumulada a la talla a la cual el 50% de los ejemplares capturados eran adultos maduros. Mediante una ecuación logística bajo la forma:

$$\ln(z/100-z) = a + LC \cdot b$$

Donde z corresponde al porcentaje de individuos maduros por clase de talla.

El ajuste se realizó por el método de mínimos cuadrados (Morizur, 1983).

La determinación de la talla de primera madurez para las hembras se basó en la determinación macroscópica de los estadios de maduración ovárica. En relación a los machos, la talla de primera madurez se estimó teniendo en cuenta la presencia de espermátóforos formados en la ampolla terminal y el petasma unido.

3.7.2. Resultados

La talla de primera madurez para las hembras fue estimada entre 24 y 29 mm CL. Se encontraron hembras en maduración a partir de 19 mm CL, aunque más frecuentemente entre 20 y 24 mm CL. Para los machos las tallas de primera madurez fluctuaron entre 19 y 22 mm CL y se encontraron machos maduros a partir de 19 mm CL (Tabla 3.16). La talla de primera madurez se mantuvo muy constante a lo largo del periodo estudiado. Sin embargo, para los años con las capturas más bajas de toda la serie y una distribución de tallas con una proporción relativa de individuos de tallas pequeñas mayor (1997-1999), las tallas de primera madurez disminuyeron a 24 y 20 mm CL para hembras y machos, respectivamente.

En la Tabla 3.16 se adjuntan también las tallas al 25% y 75% de primera madurez. Para las hembras, la talla al 25% estuvo muy próxima a la talla al 50%. Mientras que la talla al 75% correspondió a tallas alrededor de 30 mm CL, coincidiendo con la talla media de la moda principal de las distribuciones de talla, completamente reclutada a la pesquería. Para los machos las tallas de primera madurez también estuvieron a las

diferentes proporciones de la población muy próximas.

La talla de primera madurez, aquella en la que se determina que al menos el 50% de la población de esa talla es adulto maduro, presenta valores que varían entre 20 y 26 mm CL para las hembras y entre 18-23 mm CL para los machos, en diferentes zonas del

Mediterráneo (Demestre y Martín, 1993; Ragonese y Bainchini, 1996; Martínez-Baños, 1997; Carbonell *et al.*, 1999; García-Rodríguez y Esteban, 1999), pero los valores más frecuentes fluctúan en torno a 24-27 mm CL para las hembras y 20-23 mm CL para los machos.

Tabla. 3.16. Tallas de madurez al 25%, 50% y 75% (50% = CL_{m50} = Talla de primera madurez cefalotórax en mm), incluyendo la suma de cuadrados residual (ss) de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	Hembras				Machos			
	25%	CL_{m50}	75%	ss	25%	CL_{m50}	75%	ss
1992	20.69	24.19	30.99	1.3040	19.17	19.95	20.73	0.0056
1993	24.32	26.69	29.06	0.0147	21.89	22.50	23.11	0.0085
1994	26.19	28.53	30.86	0.0464	20.89	21.50	22.11	0.0085
1995	25.18	27.78	30.38	0.0332	21.05	21.80	22.55	0.0057
1996	22.17	26.24	30.31	0.4706	21.34	22.14	22.93	0.0018
1997	24.12	25.87	27.61	0.0114	19.50	21.29	23.08	0.0279
1998	21.08	24.28	27.48	0.1299	18.95	20.10	21.24	0.0084
1999	22.48	24.85	27.22	0.0410	17.75	18.67	19.59	0.0581
2000	20.87	24.21	27.55	0.2217	18.95	20.10	21.24	0.0084
2001	25.89	26.50	27.11	0.0079	18.53	19.60	20.67	0.0741
2002	24.17	25.96	27.75	0.0320	19.67	19.81	19.94	0.0132
2003	22.85	25.79	28.74	0.3130	20.05	21.25	22.47	0.0677
CLmed	23.18	25.76	28.35		19.89	20.81	21.73	

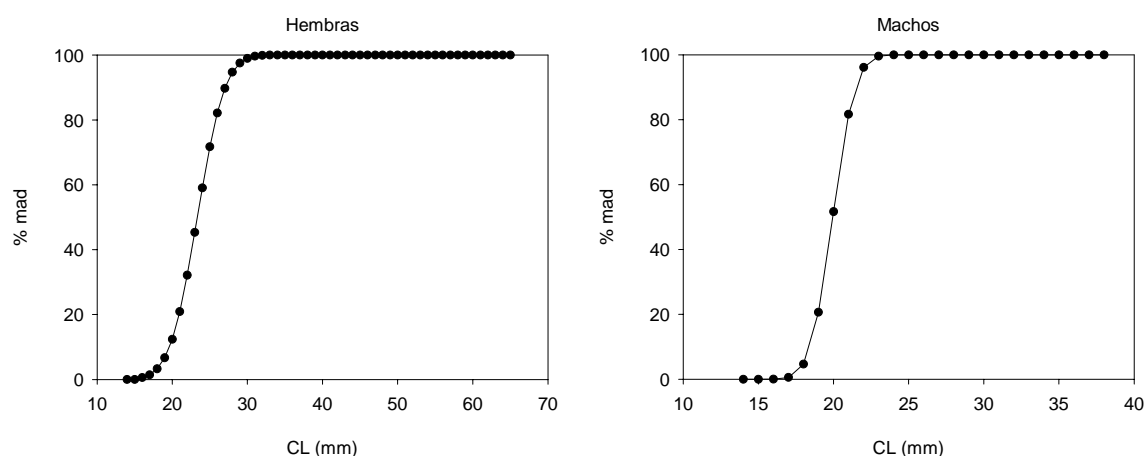


Figura 3.18. Curvas de la talla de primera madurez para hembras y machos de gamba rosada (*A. antennatus*).

3.8. Biología de la reproducción: Estudio histológico y Ciclo reproductivo

La investigación de los ciclos reproductivos se ha desarrollado particularmente en la acuicultura (Krol *et al.*, 1992 y *op. cit*) de especies costeras, principalmente del grupo de los carideos y peneideos (Bauer, 1989; Bauer y Vanhoy, 1996; Bauer y Abdalla, 2000) y en menor medida, también se ha estudiado la histología de la reproducción en especies de aguas profundas (Levi y Vacchi, 1988; Kao *et al.*, 1999; Bergström, 2000).

La gamba rosada ha sido objeto de varios estudios histológicos (Orsi-Relini y Semeria, 1983; Demestre y Fortuño, 1992) que han descrito el mecanismo de maduración del ovario y la oogenesis. Su histología coincide con la de otros crustáceos peneideos (Charniaux-Cotton, 1980) y en el presente estudio se realiza un análisis histológico de la especie en la zona, y se describe el ciclo reproductor, teniendo en cuenta las características reproductivas observadas.

3.8.1. Material y métodos

Mensualmente se tomaron muestras de *A. antennatus* de la pesquería comercial de Mallorca para la obtención de parámetros biológicos y para analizar el seguimiento del ciclo reproductivo.

Se realizó un estudio histológico del ovario para identificar los diferentes estadios de maduración microscópicos y relacionarlos con las características morfológicas externas a nivel macroscópico. Se seleccionaron 25 gambas capturadas desde la primavera

hasta finales de verano del año 1999, y a este grupo se añadieron más hembras obtenidas en el año 2004 de las tallas más pequeñas para acabar de analizar el estadio de inmaduro, juvenil o virgen del ovario. Las tallas variaron entre 24 y 65 mm CL y para cada muestra se anotaba el color del ovario, la talla del caparazón y el peso de los ejemplares. Al menos 5 ejemplares de cada tipo de ovario fueron preparados para su examen histológico, a excepción del estado de maduración virgen y el de pospuesta en que solamente fueron preparados 3 y 2 ovarios respectivamente. Los ovarios frescos fueron fijados en formol al 10% tamponado con fosfatos al 1% (pH 7.2) durante 12-24 h. Tras la permanencia en el fijador, las muestras fueron deshidratadas en alcohol, siguiendo una secuencia de deshidratación en baños sucesivos de alcohol etílico al 70, 90 y 100% de menor a mayor graduación, seguida de lavados en solución de xileno. Para ello, se introdujeron en "cassettes" de plástico y una vez lavadas, siguieron un proceso de inclusión en parafina. Por último, los cortes histológicos se obtuvieron en serie con un micrótopo y su grosor varió entre 0.5 y 7 μm . La siguiente etapa consistió en la tinción de las muestras mediante hematoxilina-eosina de Mayer (Luna, 1968). Posteriormente fueron montados para su análisis microscópico en eukitt.

El tamaño de los oocitos en las diferentes fases de maduración fue obtenido bajo el microscopio por medición de los diámetros máximo y mínimo (Hay *et al.*, 1987), mediante un sistema de análisis de imagen por videocámara conectado al ordenador (Methot, 1981). Sólo los oocitos seccionados a través del núcleo fueron medidos. Todas las mediciones fueron realizadas utilizando un ocular entre 100 y 200 aumentos (10 ocular x 10 ó 20 objetivo).

* Artículo en revisión : Ovary development of the red shrimp *Aristeus antennatus* from Northwestern Mediterranean Sea. (*Crustaceana*, submitted) by Carbonell, A., A. Grau, V. Lauronce, C. Gómez.

Se determinó el porcentaje promedio de hembras en puesta mensualmente a partir de la inspección visual macroscópica. La duración del ciclo fue estimada entre el momento en que aparecen las hembras en estado de maduración (ovario coloreado) y la última muestra con hembras en reproducción.

3.8.2. Resultados

Estudio histológico

En la Tabla 3.17 se presentan los diferentes estadios de maduración ovárica y testicular identificados.

Los ovarios se sitúan en sentido longitudinal en la zona dorso anterior del hepatopáncreas y dorso posterior del estómago, así como a lo largo de la parte superior del abdomen.

Macroscópicamente se observan considerables diferencias en el color y forma de los ovarios. Evolucionando desde ovarios muy finos, como un hilillo translucidos en el caso de hembras juveniles de tallas inferiores a 25 mm CL, a ovarios ocupando la cavidad torácica dorsal y lateralmente, cubriendo tanto el estómago como el hepatopáncreas y prolongándose por todo el abdomen, con un considerable aumento de volumen y variando la coloración desde lila a morado.

Los estadios de maduración fueron los siguientes:

Tipo I- (Figura 3.19a). Fase previtelogénica. Juveniles inmaduros. Ovario transparente, tubular y muy delgado. Situado en posición posterodorsal del abdomen, dividido en dos ramificaciones paralelas que se extienden dorsalmente a lo largo del conducto alimentario. Histológicamente es una estructura tubular con tejido germinal en la

zona central. Se observan grandes grupos de células germinales primordiales basófilas y oogonias dividiéndose activamente en la zona germinal, las oogonias evolucionan a oocitos previtelogénicos, que se mueven hacia la periferia, formando subunidades denominadas cistes o lóbulos (Figura 3.19c). Las zonas de proliferación pueden ser observadas en todos los estadios de maduración, situadas inicialmente en las proximidades de la pared ovárica, migran posteriormente centripetamente a medida que avanza la maduración del ovario. Las oogonias son células de naturaleza fuertemente basófila, pequeñas y redondeadas con grandes núcleos que exhiben acúmulos de cromatina periférica. El tamaño de las oogonias varía entre 9 y 19 micras ($x = 14 \mu\text{m}$, $SD = 2.78$). Aproximadamente el 90% del tejido ovárico estuvo formado por este tipo de tejido en los individuos juveniles examinados. Este tipo de ovario se encuentra en todos los meses.

Tipo II- (Figura 3.19b). Fase previtelogénica. Adulto en reposo. Ovario delgado de color blanquecino opaco. La sección frontal del ovario se encuentra dividida en dos lóbulos, la mediana se halla subdividida en 8 ó 10 lóbulos laterales, y la sección caudal se extiende hasta el 3er somito abdominal. Histológicamente, se pueden distinguir los cistes o lóbulos conteniendo (Figura 3.19c) grupos de oocitos previtelogénicos (estadios cromatin nucleolar y perinucleolar) radiándose desde las zonas de proliferación hacia la periferia. Cuando la oogonia abandona la zona germinativa, evoluciona desde oogonia inmadura con un núcleo redondeado y grande conteniendo cromatina dispersa granulosa a oocitos cromatin-nucleolar. Los núcleos prominentes de estos oocitos presentan cromosomas visibles y pequeños nucleolos distribuidos entre ellos. El citoplasma es delgado y fuertemente basófilo. Los oocitos en estadio cromatin-

nucleolar miden entre 17 y 27 μm (promedio = 22 μm SD = 3.10). La mayoría de células, aproximadamente un 70%, corresponden a oogonias y células cromatin nucleolar. A medida que los oocitos van aumentando de tamaño, los cistes migran hacia la periferia del ovario y los lóbulos ováricos se expanden en el espacio hemocoelico. Menos abundantes, las células cromatin perinucleolar, forman parte de estos cistes en los márgenes de los mismos. Los oocitos perinucleolares aumentan su diámetro desde 24-48 μm (promedio = 41 μm , SD = 5.69) al inicio de la fase, hasta 40-78 μm (promedio = 48 μm , SD = 8.37). Estos oocitos en la fase perinuclear están caracterizados por nucleolos adyacentes a la envoltura nuclear y por un aumento progresivo del citoplasma de carácter basófilo, que adquiere una forma irregular. El estadio II fue observado desde septiembre hasta abril o mayo.

Tipo III- (Figura 3.19c). Fase de folliculogénesis. Adulto en maduración. El volumen del ovario ha aumentado ligeramente, de color rosado a lila pálido. Este estadio está caracterizado por la formación de folículos ováricos individuales en las zonas periféricas del ovario. Al inicio de la vitelogénesis endógena, las células foliculares rodean los oocitos vitelogénicos más desarrollados, formando así los folículos. Se observa, justo antes de que se inicie y durante el proceso de vitelogénesis que diminutas vesículas de vitelina empiezan a aparecer en la zona yuxtannuclear del ooplasma, lo que produce la pérdida de compactación de éste. Una vez que el folículo se ha formado gránulos de vitelo empiezan a aparecer en la periferia del citoplasma, lo que probablemente sea la causa de la aparición de coloración a nivel macroscópico. Los oocitos perinucleolares miden entre 84 y 119 μm (X = 101 μm , SD = 10.24). Al final de esta fase, las células foliculares forman un folículo individualizado

alrededor de cada oocito. Los oocitos en estadios tempranos de maduración se detectan desde abril hasta julio principalmente.

Tipo IV- (Figura 3.19d). Fase de vitelogénesis exógena. Adulto en maduración. Ovario aumentando de tamaño, expandiéndose y turgente. Color lila a lila oscuro. Lóbulos frontales cubriendo lateralmente el estómago, lóbulos laterales expandidos y cubriendo aproximadamente la mitad dorsal del hepatopáncreas, los lóbulos caudales se extienden hasta el 4º somito abdominal. Histológicamente esta fase se caracteriza por la presencia de numerosos gránulos de vitelo de naturaleza eosinófila en el citoplasma de los oocitos, que indican que tiene lugar el proceso de vitelogénesis exógena. A medida que la vitelogénesis tiene lugar los oocitos adquieren forma poliédrica. El núcleo situado centralmente exhibe algunos nucleolos. La coloración del ovario es una acumulación de los pigmentos de vitelogenina que cubren completamente los lóbulos ováricos. Los oocitos miden entre 118 y 177 μm (X = 141 μm y SD = 15.04), aproximadamente el 90% de los oocitos se encuentran en este estadio de maduración. Oocitos en el estadio más tardío de maduración se observaron desde finales de mayo y durante los meses de junio, julio y agosto y en proporciones menores en septiembre.

Tipo V- (Figura 3.19f). Ovario en puesta. Adulto en puesta. Los ovarios están completamente expandidos y turgentes, cubriendo la cavidad torácica y extendiéndose hasta el 5º somito abdominal. Color morado. En torno al 75-95% del tejido ovárico se halla formado por oocitos maduros. Los oocitos maduros están caracterizados por la presencia de alvéolos corticales en la zona cortical del citoplasma. Los gránulos corticales tienen naturaleza

acidófila. Los núcleos han perdido su aspecto esférico, encogiéndose, empiezan a migrar hacia el polo animal, siendo poco visibles. Los oocitos se encuentran completamente apilados unos a otros, formando un diseño en mosaico. En sucesivos estadios de esta fase, las células foliculares se van haciendo indistinguibles debido a que se produce una reducción de su tamaño. Los oocitos pueden ser considerados listos para ser puestos. En este estadio todos los oocitos desarrollados se encuentran madurando sincrónicamente. Los oocitos en reposos permanecen en las zonas de crecimiento entre los folículos. Los oocitos miden entre 169 y 240 μm ($X = 215 \mu\text{m}$ y $SD = 18.59$). Ovarios en puesta fueron observados principalmente en junio, julio y agosto, si bien pequeñas proporciones de ovarios en puesta se observaron algunos años en mayo y también en septiembre en proporción menor que en los meses precedentes.

Tipo VI- (Figura 3.19g). Estadio de pospuesta. Fase atrésica. Corresponde al estadio de agotamiento. Ovarios flácidos, de color blanquecino con restos de coloración. Histológicamente se observan folículos vacíos y la atresia de los oocitos vitelogénicos residuales, que están teniendo un proceso de fagocitosis por células foliculares hipertróficas. La estructura resultante podría ser comparada al corpus atreticum de los teleósteos. El número de individuos en pospuesta sobre un total de 5389 individuos examinados fue de 32 en los meses de septiembre y octubre.

Ciclo reproductivo

Los estadios de maduración macroscópica fueron obtenidos a partir del estudio histológico. En total se identificaron seis estadios para las hembras que fueron: 1 = no desarrollado juvenil, coloración

transparente o translúcida, muy delgado; 2 = adulto en reposo coloración blanco-amarillenta; 3 = adulto en desarrollo coloración rosada; 4 = en maduración coloración lila con aumento de volumen; 5 = en puesta color morado y un gran aumento de volumen; 6 = pospuesta, coloración blanquecina y restos de coloración y apelmazamiento de la textura de la gónada. En el caso de los machos se consideraron únicamente dos estadios: 1 = inmaduro (juvenil), petasma no unido (estructura externa exclusiva de los machos que es una modificación de los endopoditos del primer par de pleópodos llamados cada uno hemipetasma); 2 = maduro con los dos hemipetasmas unidos y bien formados y con los dos hemiespermatóforos, que forman el espermatóforo propiamente dicho, bien formados en cada una de las ampollas terminales situadas en la coxa del quinto par de pereiópodos.

El ciclo reproductivo de las hembras se extendió de abril a septiembre. La mayor concentración de individuos en estadio de puesta se dio durante los meses de junio, julio y agosto (Tabla 3.18) variando entre el 18 y 30% el porcentaje de hembras en puesta observados en los muestreos de dichos meses. La duración aproximada del ciclo, desde el momento que se detecta en el muestreo la fase inicial de maduración de las gónadas hasta el inicio de la fase de reabsorción, fluctuó entre 97 y 181 días. La comparación de la duración en días del ciclo entre los años fue significativamente diferente ($P(t \geq 6.38) < 0.001$). El máximo de días correspondió al año 1998 y los mínimos se dieron en los años 2000 y 2001. En los últimos años el periodo de reproducción tiende a acortarse. El inicio de la maduración de los ovarios tuvo lugar generalmente en abril, pero a partir del año 2000 sólo se detectaron hembras en el estadio inicial de maduración a partir de finales de mayo.

Tabla 3.17. Diferentes tipos de condición histológicas del ovario de la maduración de la gónada y del aparato reproductor de los machos en la gamba rosada (*A. antennatus*).

Estado de maduración	Apariencia general. Descripción macroscópica	Desarrollo de oocitos. Descripción histológica
Hembras		
I	Ovario tubular extremadamente delgado. Color translucido	Oocitos en reposo 100%
II	Adulto en reposo, dos lóbulos frontales y la zona media subdividida en 8-10 lóbulos laterales, que se continúan en dos lóbulos caudales que se extienden hasta el 3 ^{er} somito. Color blanco opaco	Oocitos en reposo 30% Oocitos en desarrollo 70%
III	Ovario en maduración, aumentando de tamaño y con apariencia turgente. Coloración rosada o lila	Oocitos en reposo 20% Oocitos en desarrollo 80%
IV	Estado avanzado de maduración, ovario muy turgente, ocupando gran parte de la superficie dorsal. Coloración lila oscuro	Oocitos en reposo 10% Oocitos madurando 90%
V	Ovario en puesta, muy turgente, ocupando la totalidad de la cavidad torácica y la superficie dorsal del abdomen. Color morado	Oocitos en reposo 10% Oocitos maduros 90%
VI	Post-puesta, ovario flácido, disminuyendo de volumen. Coloración marfil, con restos de coloración	
Machos		
I	No desarrollado, juvenil, conductos seminíferos translucidos, sin hemiespermatóforos en la ampolla terminal. Hemipetasmas separados	
II	Desarrollado y maduro, adulto. Hemiespermatóforos en la ampolla terminal. Hemipetasmas unidos	

Tabla 3.18 Valores promedio (1992-2003) en porcentaje de hembras de *A. antennatus* en puesta (Ovario tipo V) por grupos de talla de 5 mm CL.

CL mm	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
15-20	0	0	0	0	0
20-25	0	4	4	6	0
25-30	0	15	17	21	2
30-35	0	24	23	34	5
35-40	1	19	18	20	5
40-45	0	18	18	29	7
45-55	0	15	11	23	6
55-65	0	14	10	5	6

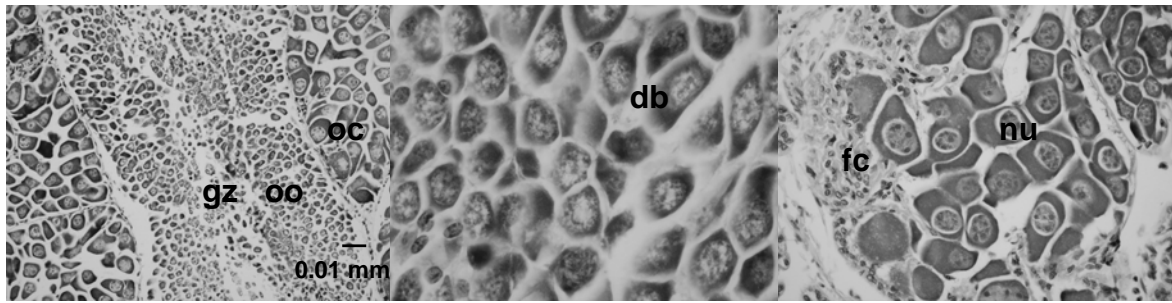


Fig. 19a

Fig. 19b

Fig. 19c

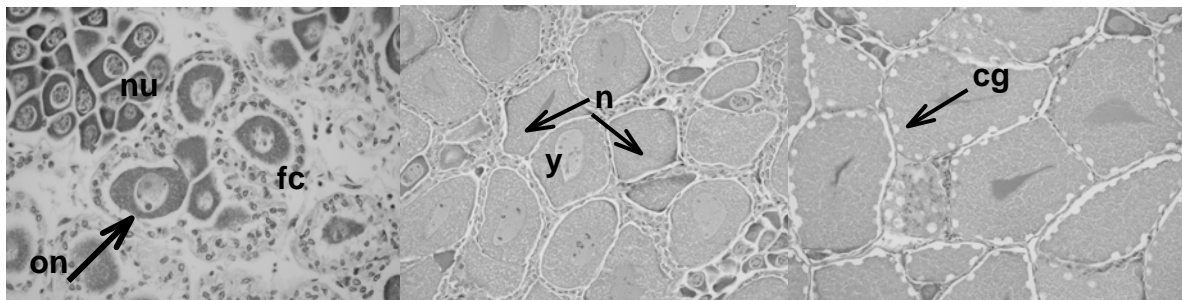


Fig. 19d

Fig. 19e

Fig. 19f

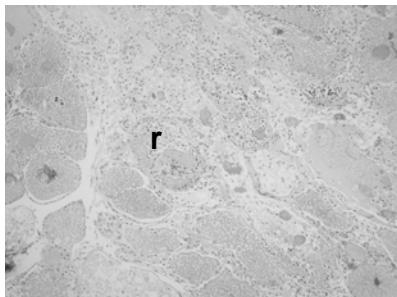


Fig. 19g

Figura 3.19. Estadios de maduración microscópica. (Fig. 19a) Ovarios tipo I y II: Ovarios en reposo. Tejido germinativo en la parte central (gz). Oogonias en la periferia (oo) y ovocitos en los bordes de los lóbulos ováricos. (Fig. 19b) Ovario tipo II: Adulto maduro en reposo, detalle de las células cromatin nucleolar (db). (Fig. 19c) Ovario en la fase inicial de maduración. Células en fase cromatin perinucleolar (nu). (Fig. 19d) Ovario tipo III. Fase de vitelogénesis endógena (nu) pequeñas vesículas de naturaleza basófila, pérdida de compactación del citoplasma, aumento del volumen del citoplasma. Detalle del inicio de la fase de vitelogénesis exógena con la formación de folículos individuales. Las células foliculares (fc) envuelven cada oocito individualmente. (Fig. 19e) Ovario tipo IV: Fase de vitelogénesis exógena (n) aumento de los gránulos de vitelina en el citoplasma, (y) nucleolos centrales. (Fig. 19f) Ovario tipo V: Ovario en puesta. Detalle de los gránulos corticales en la periferia de la citoplasma (cg) junto a la membrana citoplasmática. (Fig. 19g) Ovario tipo VI: Postpuesta. Fase de atresia (r) células reabsorbiéndose.

3.9. Estacionalidad y variabilidad de la condición y reproducción*

En la gamba rosada se producen cambios bioquímicos con aumento de lípidos y ácidos grasos triglicéridos que están positivamente correlacionados con el aumento de peso del ovario y del hepatopancreas durante la reproducción (Rosa y Nunes, 2003). Investigar la reproducción es necesario para entender las variaciones fisiológicas que una especie tiene en relación a la disponibilidad de alimento y de adquisición de los recursos energéticos necesarios para la misma (Beekey y Karlson, 2003). El índice gonadosomático (IGS) se puede utilizar como un índice de condición fisiológica y está relacionado con las propias estrategias reproductivas de cada especie.

El peso relativo es también un índice de la condición individual de los peces que se define como el ratio entre el peso observado y el peso estándar (Anderson y Neuman, 1996), y proporciona una medida de las reservas de energía de los individuos.

La condición individual de los peces se ve afectada por las interacciones entre la disponibilidad de alimento, las características del habitat, la fisiología de la especie y su ciclo biológico (Kerrigan, 1994; Rätz y Lloret, 2003). Unas reservas energéticas inadecuadas afectan el potencial reproductivo, reduciendo la cantidad o la calidad de la puesta y las larvas (Booth y Alquezar, 2002; Kurita *et al.*, 2003). Por otra parte, se sabe que los procesos de reclutamiento, crecimiento y mortalidad determinan la productividad general de una población, pero la variabilidad inter-anual en

la producción pesquera de una determinada especie es debida a la variabilidad del reclutamiento que, a su vez, se ve influida por la variabilidad ambiental (Caputi, 1993; Brander, 1994). En este sentido, los índices de condición fisiológicos son bioindicadores del estado de la población. Representan otro tipo de herramienta en la evaluación y gestión de las poblaciones de peces explotadas, que han ido aumentando su popularidad como herramientas de evaluación y pueden ser utilizados para evaluar los efectos ambientales estresantes en las poblaciones o en las comunidades.

3.9.1. Material y métodos

Los datos empleados correspondieron a los de tallas y pesos mensuales obtenidos en los muestreos biológicos desde septiembre de 1991 hasta diciembre del 2003.

Los bioindicadores estimados fueron:

1- El Índice gonadosomático (IGS) se definió como:

$$\text{IGS} = \frac{\text{GW} \times 100}{\text{TW}}$$

TW = Peso total en gramos con precisión a la décima de gramo.

GW = Peso de la gónada en gramos con precisión a la décima de gramo.

El índice IGS se obtuvo como valor promedio mensual para hembras y machos por separado, desde septiembre de 1991 hasta diciembre de 1994. Debido a que las hembras de tallas pequeñas evidencian muy poca madurez en los ovarios junto con la dificultad de una extracción completa de las gónadas, se ha considerado como talla mínima para la estimación del peso de la gónada la de 30 mm LC. Así mismo, la escasez de tallas grandes por encima de 50 mm CL, propició que los valores promedio

*Comunicación al "ICC6, Glasgow 17-22 Julio 2005" titulado: "Seasonal pattern in condition and reproduction of red shrimp (*Aristeus antennatus*) in the North-Western Mediterranean" by Carbonell, A., J. Lloret and M. Demestre.

mensuales se tomaran considerando un intervalo de tallas entre 30 y 50 mm CL. En el caso de los machos se consideró todo el intervalo de tallas entre 20 y 35 mm CL ya que ninguno de los dos condicionantes de las hembras esta presente en los machos. Considerar intervalos de talla constantes para todos los meses evitó también el efecto de autocorrelación que se da entre la talla y el peso de la gónada.

Paralelamente, también se calculó el valor promedio del índice gonadosomático para cada estadio madurativo, se registró la presencia de espermatóforo en el *thelycum* de las hembras y se calculó mensualmente la proporción de hembras con espermatóforo.

2- Dos índices del peso relativo: peso relativo total (Kn) y el peso relativo sin gónada (Kne) para hembras y machos, que son factores de condición somáticos (FC), mediante las siguientes ecuaciones:

El peso relativo total se definió como:

$$Kn = W / W' \times 100$$

W es el peso real observado.

W' es el peso estándar, calculado a partir de la relación talla peso para toda la población de todo el periodo (1991-2003).

El peso relativo sin gónada se definió como:

$$Kne = We / We' \times 100$$

We es el peso real observado sin gónada.

We' es el peso estándar sin gónada, calculado a partir de la relación talla peso sin gónada para el periodo septiembre 1991- septiembre 1994.

3.9.2. Resultados

Índice gonadosomático

El índice gonadosomático en relación a la talla media del cefalotorax y los diferentes estadios de maduración varió entre 0.01 y 5.64 g para las hembras, y entre 0.1 para los machos inmaduros de hasta de 20 mm CL y 0.28 g para los adultos maduros de más de 21 mm CL (Tabla 3.19).

El IGS de los machos aumentó a partir de marzo y se mantuvo a niveles altos hasta septiembre (Figura 3.20). A partir de abril la proporción de hembras con espermatóforos en el *thelycum* aumentó, hasta alcanzar en junio prácticamente el 100% de la población. El IGS de las hembras empezó a aumentar con un cierto retraso en relación a los machos a partir de abril o mayo generalmente. De manera más pronunciada desde mayo hasta agosto. En junio cuando prácticamente el 100% de las hembras presentaron el espermatóforo adherido al *thelycum*, el IGS fue máximo y se mantuvo a los niveles más altos entre junio y agosto (Figura 3.20).

Ciclo reproductivo

El proceso de maduración empezó generalmente en abril, aunque para los últimos años del periodo estudiado (2000-2003) el ciclo empezó a finales de mayo o incluso en junio. La tendencia de retraso del ciclo se observó también en el porcentaje de hembras con espermatóforo incorporado. Así, dicho porcentaje pasó del 30% entre los años 1992 y 1996 al 18% en el año 2001 y todavía una disminución más pronunciada se observó en los años 2002 y 2003 en que fue del 9%. Sin embargo, en junio todas las hembras de la población en cualquier año del periodo estudiado presentaron el espermatóforo adherido.

Analizando los datos de la presencia de espermatóforo en el *thelycum* de las hembras, se observó que del total de individuos en estadios de maduración inicial (III), alrededor del 45% no tenían el espermatóforo colocado. No obstante, la práctica totalidad de las hembras de la población presenta espermatóforo en el *thelycum* a partir de junio, para toda la serie de años analizada (Figura 3.20). Igualmente, para cualquier año de la serie estudiada, a finales de septiembre disminuyen drásticamente las hembras con espermatóforo, indicando prácticamente el final del ciclo reproductivo.

La coloración lila oscuro del ovario se presentó en hembras con espermatóforo en el *thelycum*. La maduración de una población de oocitos desde que aparecen las hembras con espermatóforo y se observa el estadio de puesta (V) en la población fue en promedio de 65 días (SD = \pm 21.51). Si sólo

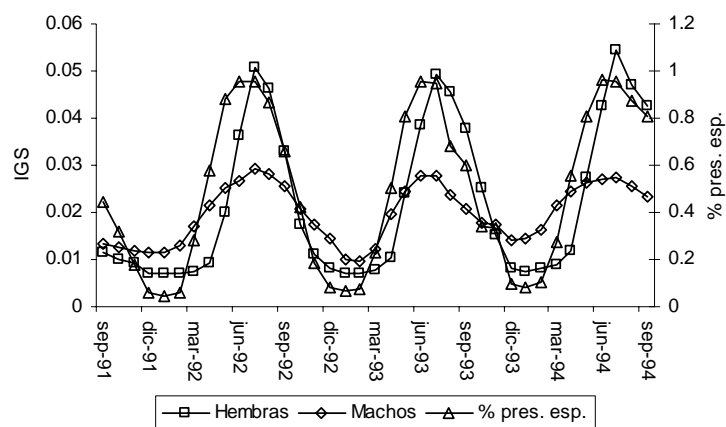
tenemos en cuenta los estadios de maduración entre el primer estadio madurativo (III) y el de puesta (V) el promedio fue de 35 días (SD = \pm 8.5), con unos valores mínimos y máximos entre 22 y 64 días dependiendo de los años. Los años intermedios de la serie estudiada tendieron a tener un proceso de maduración más largo. Así, entre 1996 y 1998 la maduración de la primera población de oocitos tardó entre 50 y 60 días, considerando la duración entre el estadio III-V. Mientras que al inicio de la serie entre 1992 y 1995 y hacia el final de la serie entre 1999 y 2003, la maduración tuvo una duración aproximada de alrededor de un mes. La proporción de hembras en puesta en las capturas en cualquier año examinado fue baja, entre el 18 y el 24%, entre Junio y Agosto, y aún menor en septiembre del 3%.

Tabla 3.19. Índice gonadosomático, talla media de cefalotorax (CL mm), y presencia de espermatóforo en el *thelycum* de las hembras para los diferentes tipos de maduración del ovario de *A. antennatus*.

Ovario tipo	IGSIGS Promedio \pm SD	CL mm promedio (intervalo de tallas)	Presencia de espermatóforo	
			%	n
Hembras				
I	0.0045 \pm 0.0013	29.33 (15.00-33.00)	0	37
II	0.011 \pm 0.01089	37.94 (26.71-65.00)	33	1385
III	0.0361 \pm 0.0325	36.60 (19.00-61.00)	97	220
IV	0.0659 \pm 0.0768	35.93 (19.00-61.00)	99	385
V	0.0819 \pm 0.0622	35.95 (19.00-61.00)	99	390
VI	0.0383 \pm 0.0236	45.16 (23.00-61.00)	94	32
Machos				
I	0.10 \pm 0.0432	15.20		
II	0.281 \pm 0.234	>21		

Tabla 3.20. Porcentaje mensual de espermatozoides en el *thelycum* de las hembras, inicio y final de la reproducción. 1992- 2003 de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	Duración reproducción	% espermatozoides en las hembras				Inicio mad. III	1er mes V	Último mes V	Duración Mad. III-V	1er mes presencia espermat.	Duración pres. esp.-V
		Marzo	Abril	Mayo	Junio						
1992	120	28	58	88	96	13/05/1992	17/06/1992	09/09/1992	36	13/04/1992	65
1993	154	23	51	80	95	22/04/1993	18/05/1993	22/09/1993	26	22/04/1993	26
1994	164	27	55	81	97	18/04/1994	17/05/1994	28/09/1994	30	18/04/1994	29
1995	131	26	75	94	98	19/05/1995	14/06/1995	26/09/1995	27	30/03/1995	76
1996	156	18	38	70	89	22/04/1996	10/07/1996	24/09/1996	50	22/04/1996	79
1997	161	20	41	68	85	15/04/1997	27/06/1997	22/09/1997	64	23/05/1997	35
1998	181	25	46	70	84	25/03/1998	10/06/1998	21/09/1998	49	01/04/1998	70
1999	150	15	36	66	87	26/04/1999	26/06/1999	22/09/1999	28	26/04/1999	61
2000	119	18	44	72	90	30/05/2000	21/06/2000	25/09/2000	22	30/05/2000	22
2001	97	18	51	79	98	31/05/2001	04/07/2001	04/09/2001	34	31/05/2001	34
2002	120	9	42	75	99	30/05/2002	07/08/2002	26/09/2002	38	17/04/2002	112
2003	119	9	34	64	90	05/06/2003	08/08/2003	01/10/2003	33	15/05/2003	85

Figura 3.20. Índice gonadosomático (IGS) y porcentaje de presencia de espermatozoides de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Factor de Condición

En primer lugar se evaluó la existencia de correlación entre el índice de condición (Kn) y la talla (CL mm), tanto para hembras como para machos, y para el conjunto de la población. No se dieron correlaciones significativas para ninguno de los dos sexos, ni para el conjunto de la población ($R^2 = 0.0014$, $P > 0.05$) (Figura 3.21).

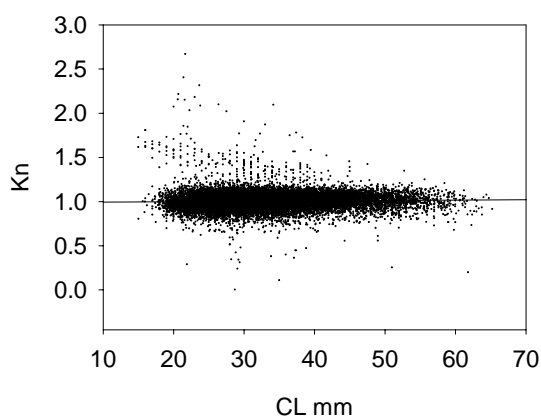


Figura 3.21. Correlación CL-Kn de la población de la gamba rosada (*A. antennatus*).

El índice de condición promedio mensual (Figura 3.22a,b) mostró fluctuaciones estacionales cíclicas tanto para hembras como para machos. Globalmente para todo el periodo no hubo ninguna tendencia en la evolución del índice, pero las estimaciones medias más elevadas correspondieron al inicio de la serie. Los machos mostraron una variabilidad más elevada (0.94-1.18) que las hembras (0.96-1.07) y una ligera tendencia decreciente a lo largo de todo el periodo estudiado.

El comportamiento del índice de condición fue muy similar para hembras y machos y se dio una correlación significativa ($P < 0.05$) entre ambos índices mensualmente, tanto del índice de condición total (Kn) como del sin gónada (Kne) (Figura 3.23), reflejando que la especie presentó un comportamiento prácticamente sincrónico en su ciclo biológico.

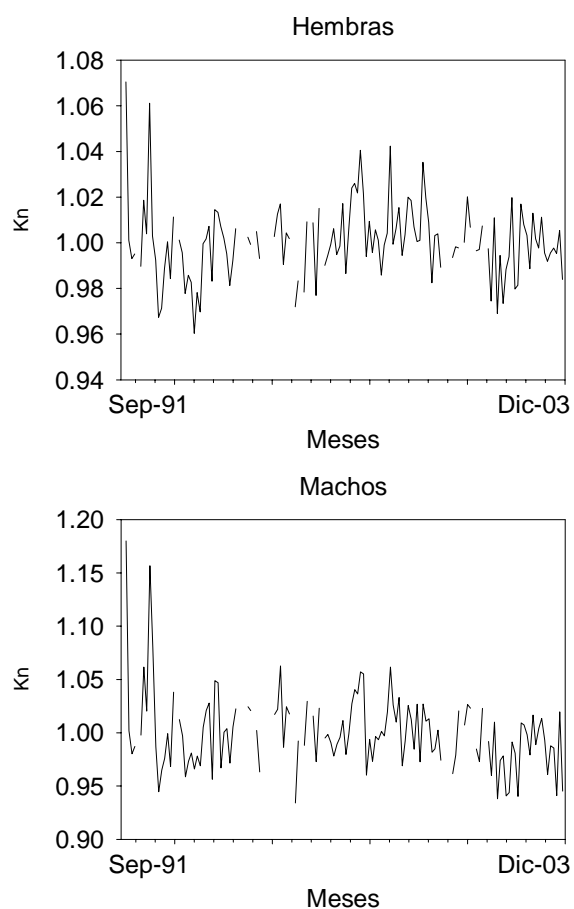


Figura 3.22. Índice de condición (Kn) mensual de hembras y machos de gamba rosada (*A. antennatus*).

Ambos índices mostraron diferencias estacionales significativas, disminuyendo durante el periodo reproductivo en los meses de junio, julio y agosto tanto en hembras como en machos y la comparación del índice promedio de esos meses con el promedio de los restantes meses juntos fue significativa en ambos sexos ($P < 0.05$) (Figura 3.24a, b).

Se observó una relación inversa entre los índices de condición (Kn y Kne) y el índice gonadosomático (IGS) significativa para las hembras ($R^2 = -0.72$, $P < 0.05$) y no significativa para los machos ($R^2 = -0.22$, $P > 0.05$) (Figura 3.25 y 3.26). Ésto evidencia un almacenamiento de energía somática en el caso de las hembras previo a la reproducción, y una movilización de esta

energía a las gónadas durante la reproducción. En el caso de los machos el movimiento de la energía somática hacia las gónadas sería más continuo, aunque también se produce la movilización en los mismos meses durante la reproducción.

La relación entre el índice de condición (Kn) y el índice de condición sin el peso de la gónada Kne presentó una buena correlación (Figura 3.27) indicando que la pérdida de condición se produce efectivamente tanto si se considera el peso total, como el peso sin gónada.

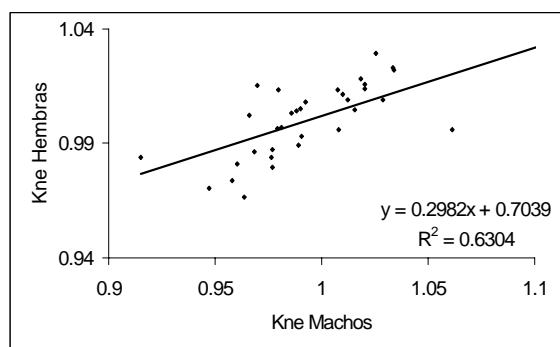
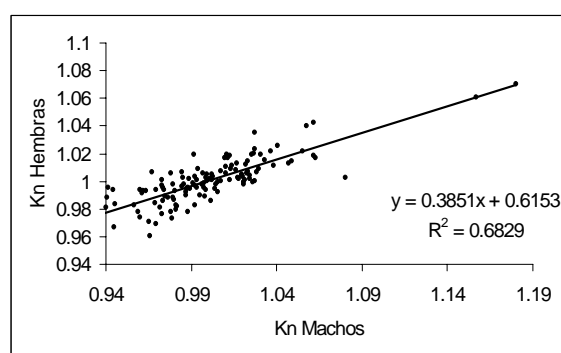


Figura 3.23. Correlación entre los índices de condición total (Kn) y sin gónada (Kne) de las hembras y machos de gamba rosada (*A. antennatus*).

El índice de condición podría estar positivamente correlacionado con el reclutamiento del año siguiente con un año de desfase. El reclutamiento estimado a partir de los modelos de evaluación estructurados por edad como los análisis virtuales de poblaciones (VPA) (ver capítulo 5.3) y el índice de condición de los meses previos a la maduración ovárica, entre marzo y mayo, de los individuos adultos (hembras y machos juntos y por encima de la talla de primera madurez), mostró la existencia de una correlación significativa ($p = 0.04$) aunque baja. Es decir, existe una correlación positiva entre la condición parental durante los meses previos a la reproducción y el reclutamiento del siguiente año (Figura 3.28). El índice de correlación entre el reclutamiento y la condición de los machos fue superior ($p = 0.024$), mientras que el mismo para las hembras no alcanzó la significación ($p = 0.065$).

Por último la relación entre el índice de condición total (Kn) y el sin gónada (Kne) mostró para cada sexo una elevada correlación, tanto para hembras como para machos ($R^2 > 0.79$), reflejando una vez más un comportamiento durante el proceso reproductivo que movilizó las reservas energéticas y que produjo una pérdida absoluta de condición al final de la reproducción y por tanto un estado nutricional peor, que también podría relacionarse con una dieta más empobrecida, como también se ha demostrado en otras especies (Lambert y Dutil, 1997).

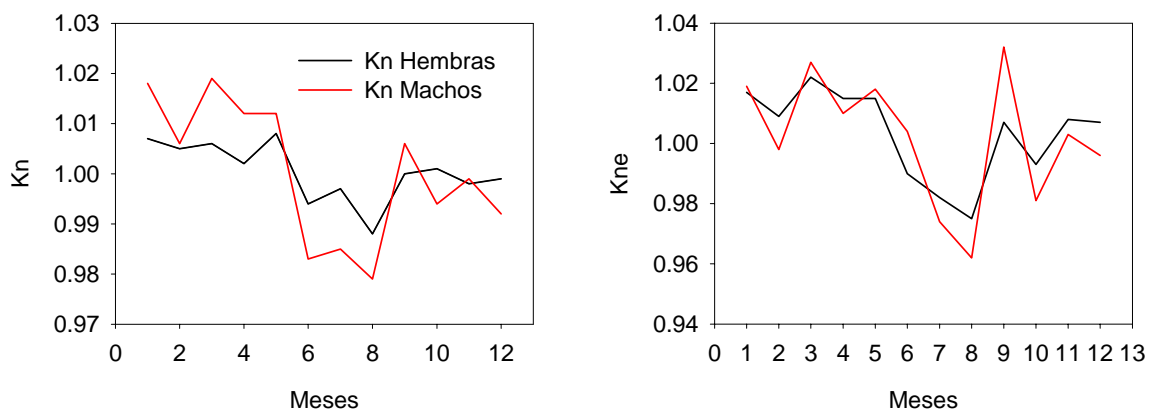


Figura 3.24. Índice de condición promedio mensual (todos los años) total (Kn) y sin gónada (Kne) de la gamba rosada (*A. antennatus*).

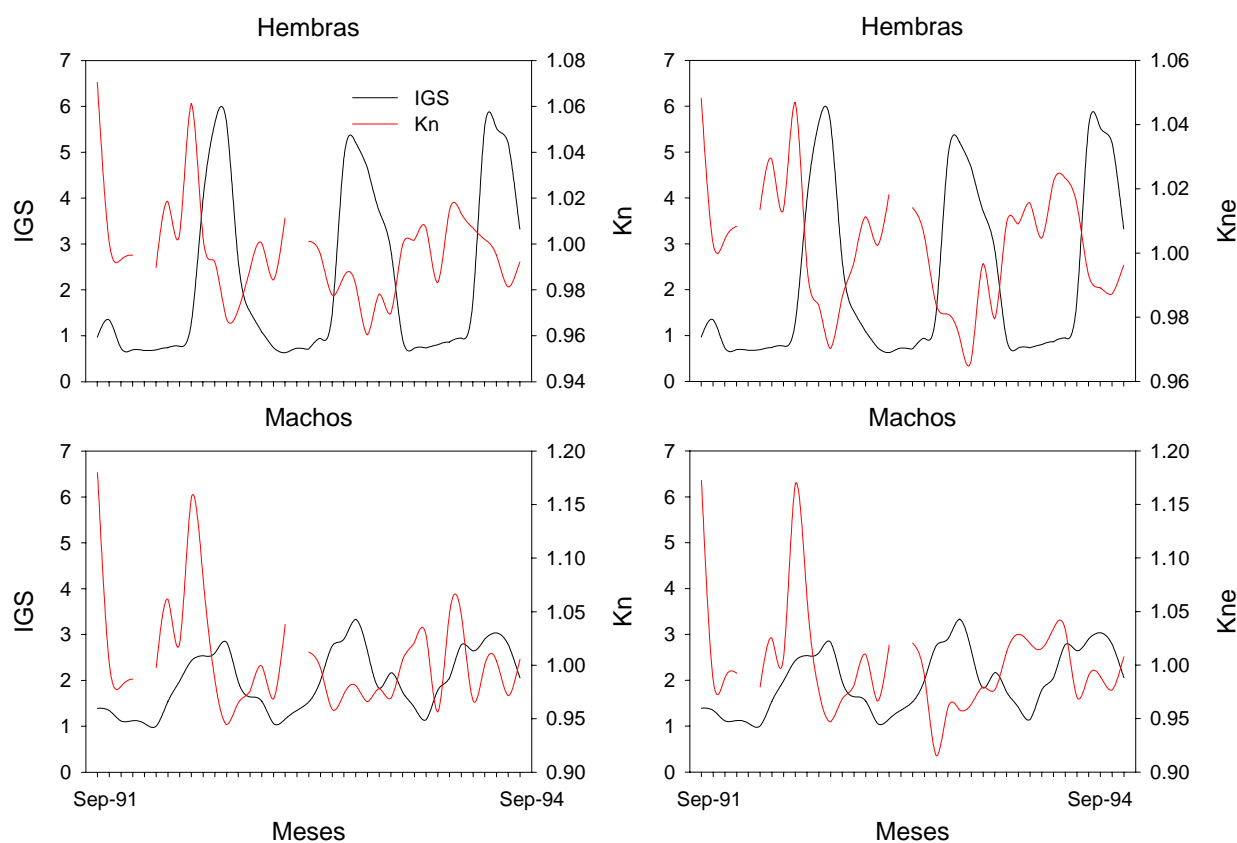


Figura 3.25. Relación entre los índices de condición Kn y Kne con el índice gonadosomático (IGS) de la gamba rosada (*A. antennatus*).

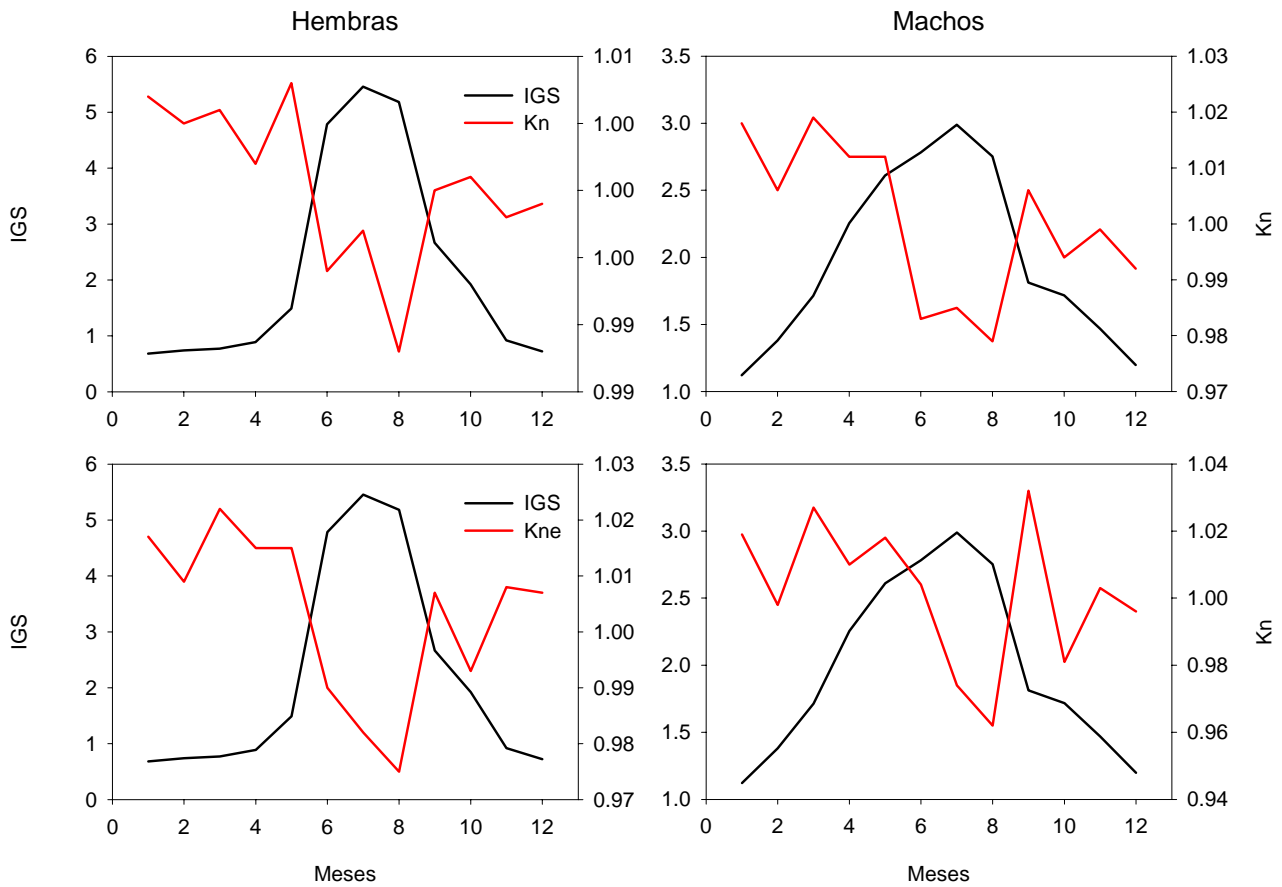


Figura 3.26. Relación entre los índices de condición Kn y Kne y el índice gonadosomático (IGS) promedio mensual de la gamba rosada (*A. antennatus*).

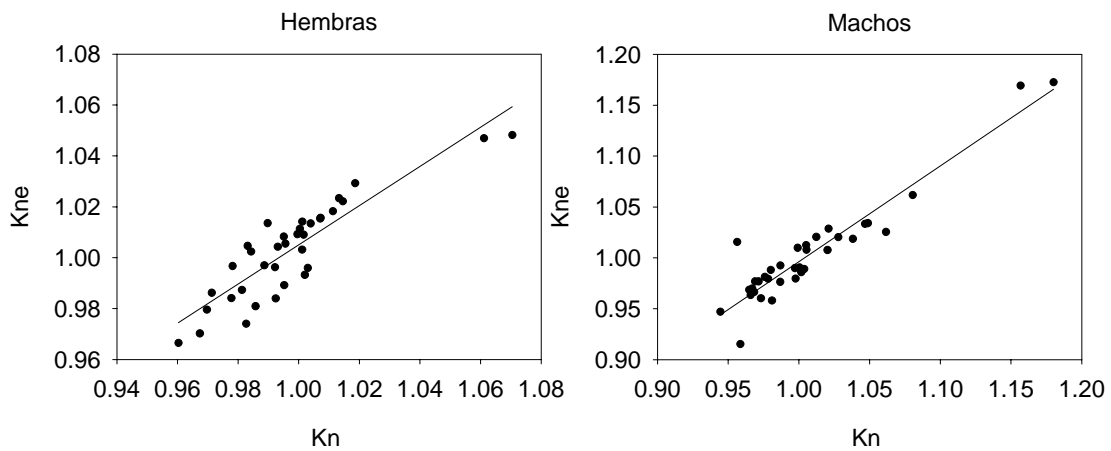


Figura 3.27. Relación entre los índices de condición Kn y Kne promedio mensual de la gamba rosada (*A. antennatus*) para cada sexo.

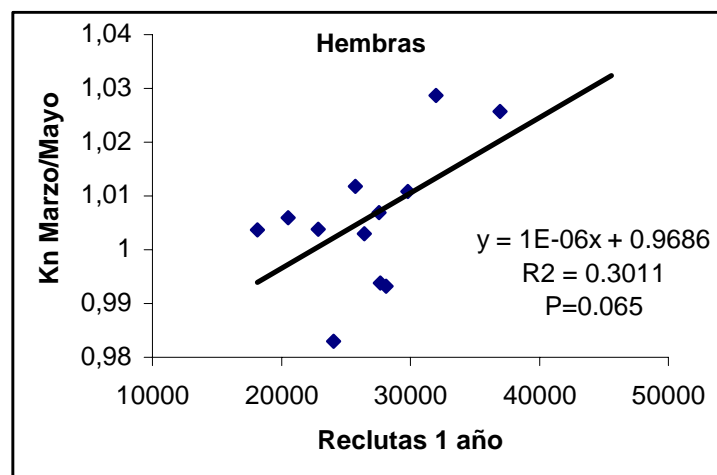
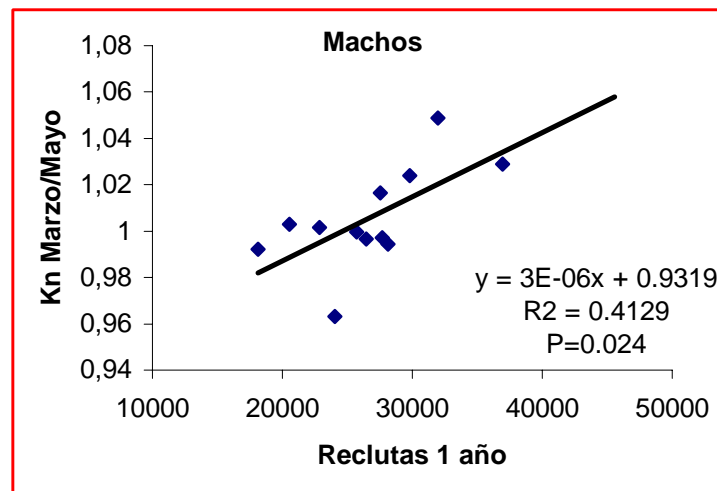
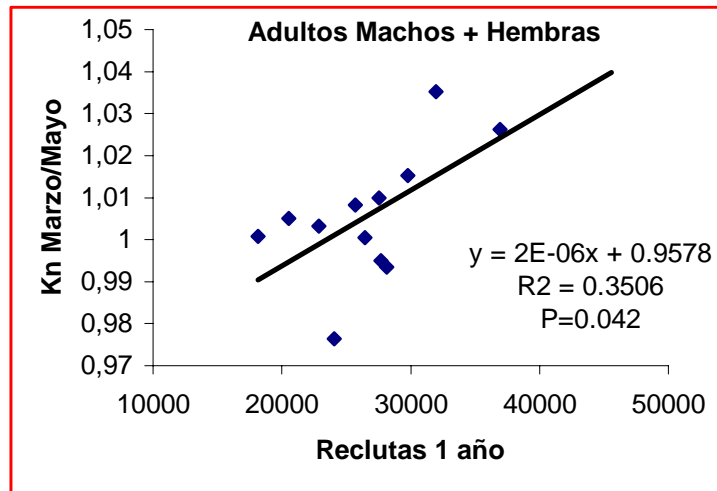


Figura 3.28. Relación entre el índice de condición total de los meses entre marzo y mayo de los individuos adultos (hembras y machos) con el reclutamiento del año siguiente de la gamba rosada (*A. antennatus*).

3.10. Discusión

La biología de *A. antennatus* en general y la estimación de parámetros biológicos en particular, han sido durante más de dos décadas objetivo de la investigación pesquera en el Mediterráneo y Atlántico, en zonas donde la especie se distribuye y donde se explota por las flotas comerciales de arrastre. Las diferentes zonas en las que la especie es objeto de explotación están fragmentadas y distribuidas por todo el Mediterráneo debido a su particular distribución en selectivos y característicos hábitats esenciales que se convierten en los caladeros habituales. Así se han realizado estudios en el Algarve en Portugal (Arrobas y Ribeiro Cascalho, 1984, 1987), en Argelia (Yahiaoui, 1994a,b), en Grecia, en el Mar Jónico (Kapisir y Thessalou-Legaki, 2000, 2001), en Italia, en el Mar Jónico (D'Onghia *et al.*, 1994, 1998), alrededor de Sicilia (Ragonese y Bianchini, 1992, 1996; Ragonese *et al.*, 1994; Bianchini, 1999), en la zona central del Mar Tirreno (Spedicato *et al.*, 1995), en Cerdeña (Cau *et al.*, 1994, 2002), en el Mar Ligur (Orsi Relini y Relini, 1979; Orsi Relini, 1980), en el Golfo de León (Campillo, 1994), en Cataluña (Demestre 1990; Demestre y Martín, 1993; Demestre y Fortuño, 1992; Demestre y Lleonart, 1993; Demestre 1994a,b; Demestre, 1995; Cartes y Sardà, 1989, 1992, 1993; Cartes, 1993; Cartes *et al.*, 1993; Sardà y Cartes, 1993a, 1994a, 1997; Sardà y Maynou, 1998; Maynou *et al.*, 2003; y Sardà *et al.*, 1997, 1998, 2004), en el Golfo de Valencia (Demestre, 1992; Martínez-Baños, 1994; Martínez-Baños y Mas, 1994; Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez y Esteban, 1999a,b; García-Rodríguez, 2003), en el Mar de Alborán (Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez, 2003) y en las Baleares (Massuti y Daroca, 1978; Carbonell, 1994a,b; Carbonell *et al.*, 1999; García-Rodríguez y Esteban, 1999a; Carbonell y Azevedo, 2003).

Las poblaciones estudiadas muestran diferencias mínimas tanto en su estructura demográfica como en su dinámica reproductiva. Las características particulares oceanográficas y topográficas de las zonas de explotación, se consideran efectos abióticos causales de algunas de estas diferencias poblacionales, como por ejemplo variaciones en las tasas de crecimiento, o en el inicio de la maduración gonadal. La explotación pesquera es otra causa que puede generar diferencias. Puede ocasionar variaciones en la abundancia de las edades (tallas) más sensibles a la explotación, como en el caso de los reproductores adultos y de los reclutas inmaduros, ocasionando stress a la población afectando al potencial reproductivo de la especie, como por ejemplo reduciendo la edad de primera maduración o las edades máximas de la población. Una tercera causa de diferencias entre las poblaciones estudiadas en el Mediterráneo en cuanto a la estimación de parámetros, es la incertidumbre de los propios modelos utilizados. Este es el caso de la estimación del crecimiento absoluto, que habitualmente se efectúa mediante métodos empíricos a partir de las distribuciones de tallas, con lo cual puede ocasionarse un sesgo importante al depender la información de la composición de tallas en las capturas.

Las tres causas mencionadas de discrepancias en la información existente de esta especie forman parte del hilo conductor de esta discusión. Paralelamente, la información procedente de la dinámica reproductora permite analizar los problemas que la explotación puede conllevar a la población si no se realiza de forma adecuada. La finalidad última es avanzar en los análisis de evaluación de *A. antennatus* y conseguir que su pesquería llegue a ser sostenible. Actualmente todavía no es demasiado tarde y la información recogida hasta el presente ha de ser suficiente para

este fin, permitiendo además, sugerir directrices apropiadas para poder llevar a cabo una gestión razonada para este recurso.

Variaciones debidas a características de las zonas y a la explotación

Las variaciones entre las poblaciones estudiadas debidas a las características particulares de las zonas de distribución de la especie, juntamente con los efectos relacionados de la explotación a la que está sometida la especie, son evidentes al estudiar las frecuencias de tallas obtenidas de la propia pesca.

Del estudio de la distribución batimétrica de *A. antennatus* en el Mediterráneo y sur de Portugal se conoce que la biomasa y la abundancia de esta especie disminuyen con la profundidad. La distribución de tallas también presenta segregación espacial (Cascalho, 1995; Sardà y Cartes, 1997; Cartes y Demestre, 2003; Sardà *et al.*, 2004) y la mayor parte de la abundancia a profundidades superiores a los 1000 m corresponde preferentemente a tallas pequeñas de individuos juveniles y machos (Cartes *et al.*, 1993; Sardà y Cartes, 1993a,b, 1997; Cartes y Demestre, 2003; Sardà *et al.*, 2004). Por otra parte, la explotación desde sus inicios se ha ido intensificando y progresivamente se va realizando a mayores profundidades (Oliver, 1959; Carbonell *et al.*, 1999; García-Rodríguez, 2003; Sardà *et al.*, 2003b; Yahiaoui, 1994b). La disminución de las tallas medias y el aumento de tallas pequeñas en las capturas podría estar relacionada tanto con la intensificación de la explotación por una parte, como con la profundización del intervalo batimétrico de la explotación.

La distribución espacial de la especie estudiada en diversas zonas del Mediterráneo como en el Mar Catalán,

(Demestre, 1992; Demestre y Martín, 1993; Cartes *et al.*, 1993; Cartes y Demestre, 2003; Cascalho, 1995; Sardà y Cartes, 1997; Sardà *et al.*, 1997; Tudela *et al.*, 2003; Sardà *et al.*, 2003a,b), el Mar Balear (Carbonell *et al.*, 1999; García Rodríguez, 2003; Sardà *et al.*, 2004), en el Mar Jónico (D'Onghia *et al.*, 1998) y en Cerdeña (Mura y Cau, 1989), presenta un patrón muy similar de distribución y segregación espacial tanto de la abundancia como de la composición poblacional. Así se dan concentraciones de individuos adultos reproductores y segregación espacial de sexos y tallas. Se ha sugerido repetidamente (Demestre, 1992; Demestre y Martin, 1993; Sardà *et al.*, 1997) que los movimientos espacio-temporales estarían ligados a estructuras geomorfológicas e hidrológicas, y también relacionados con el ciclo biológico.

De acuerdo con estas observaciones, en nuestra zona de estudio se han observado recurrentes desplazamientos de la flota desde los caladeros situados más al sureste (Caladeros de Cabrera y Sa Badia) a los caladeros situados en el noroeste de la zona de estudio (Es Clots y Sóller), donde se dan concentraciones más elevadas de gambas de tallas grandes en el periodo reproductivo en verano, y regresan de nuevo a la zona sureste en otoño. El intervalo de profundidades en que tiene lugar la pesquería es todavía más estrecho en verano que en invierno, aunque la diferencia de profundidad estacional no fue significativa. La profundidad en que tiene lugar la pesquería se sitúa a profundidades de 500 a 800 m coincidiendo con la capa de agua Levantina Intermedia (Font 1987; Font *et al.*, 1988). El modelo de circulación del agua alrededor de las Baleares y entre los canales (López-Jurado y Díaz del Rio, 1994; López-Jurado *et al.*, 2001) sugiere que el patrón de circulación en torno a las Baleares y la distribución y los movimientos de la

población de gamba rosada entre los caladeros (ver capítulo 4) pueden estar relacionados a nivel mesosescalar.

La explotación de gamba rosada en las Baleares tiene lugar en el talud medio (450-800 m), pero su distribución batimétrica se extiende hasta el talud inferior y la zona batial (3300 m) (Sardà *et al.*, 2004). Las características de la población y la abundancia cambian con la profundidad (Cartes y Demestre, 2003; Sardà *et al.*, 2003a,b; Sardà *et al.*, 2004). Las concentraciones más importantes de tallas grandes de hembras se encuentran preferentemente por encima de los 800 m. Entre 1000 y 1500 m la abundancia disminuye y los individuos corresponden preferentemente a tallas pequeñas de individuos juveniles y machos. A partir de los 1500 m su abundancia se reduce aún más, y las características de la población es la de individuos de tallas grandes y pequeñas dispersos. El intervalo de tallas aumenta con la profundidad, tanto para las tallas mínimas como para las tallas máximas (Sardà *et al.*, 2004).

El reclutamiento tiene lugar a finales de verano-otoño y primavera y fue más importante en el caladero de Sóller. Las zonas de reclutamiento coincidieron con las zonas de reproducción y de puesta, aunque la puesta podría producirse a mayores profundidades como indica el hecho de que los reclutas de tallas menores (12 mm CL) se encuentren a profundidades superiores a los 1000 m (Cartes y Demestre, 2003).

Los machos presentaron una estructura más diferenciada entre caladeros. Mientras que las diferencias estacionales fueron más importantes en el caso de la población de hembras.

Paralelamente, los efectos relacionados con la propia explotación a la que está sometida la especie, se ponen en evidencia al analizar las características biológicas de la composición de tallas y edades. En relación a los resultados obtenidos en la zona de estudio, la composición de tallas y edades en las capturas comerciales de Mallorca han mostrado en el periodo de 12 años estudiado que se dió una gran estabilidad para las hembras y una ligera tendencia a disminuir las abundancias de las tallas y edades mayores para los machos.

Comparando la población de Mallorca y las de zonas próximas de Cataluña (Demestre, 1992; 1994a,b), Golfo de Alicante, Canal de Ibiza, Golfo de Vera y Almería (Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez y Esteban, 1999a,b; García-Rodríguez, 2003), las poblaciones presentaron una composición de tallas muy similar, con pequeñas variaciones entre las zonas.

Aunque el intervalo de tallas es muy parecido en todo el Mediterráneo aparecen zonas en el que se amplían las tallas máximas en unos 5 mm o, por el contrario, el intervalo es más estrecho y las tallas máximas menores. A modo de resumen se presentan los valores de tallas máximas y mínimas en milímetros para machos y hembras en la Tabla 3.21.

Del conjunto de todos los resultados presentados en relación a las tallas explotadas, es interesante remarcar la gran similitud en las tallas mínimas capturadas, que corresponden a los individuos más pequeños capturados por las barcas comerciales de arrastre. Estos individuos son los considerados reclutas al arte o reclutados a la pesquería.

Variaciones debidas a la incertidumbre de los modelos

La información obtenida de las tallas explotadas permite efectuar la estimación de diversos parámetros y obtener la composición por edad de las poblaciones. Los resultados de estas estimaciones muestran las variaciones debidas a la incertidumbre de los modelos utilizados. No obstante estas estimaciones son imprescindibles para poder llevar a cabo evaluaciones de las poblaciones y conocer el grado de explotación en el que se encuentran.

Un importante número de estudios ha estimado los parámetros de crecimiento para *A. antennatus*, a partir del seguimiento de las clases modales, aplicando la ecuación de von Bertalanffy. Resultados muy parecidos han sido obtenidos en diferentes zonas del Mediterráneo y del Atlántico. Las estimaciones de longevidad han variado desde 4 años (Ribeiro-Cascalho, 1988) hasta 7 años para las hembras y 3 y 4 para los machos (Sardà y Demestre, 1987; Demestre y Martín, 1993; Carbonell, 1994a,b; Martínez-Baños y Mas, 1994; Spedicato *et al.* 1995; Ragonese y Bainchini, 1992, 1994, 1996; Yahiaoui, 1994a).

Estas estimaciones en la zona de estudio, han establecido 6 clases de edad, y en algunos años hasta 7, para las hembras y entre 4 y 5 para los machos. Dado que las últimas clases de edad estuvieron formadas por pocos individuos, se estableció clase plus para la edad 6 en adelante para las hembras y 4 para los machos. El estudio del crecimiento se basó en primer lugar en la estimación de las clases modales de las distribuciones de tallas anuales (12 años) y estacionales (48 trimestres) por sexos. Las modas obtenidas empleando diversos modelos fueron muy parecidas (Tabla 3.6) y mediante el método de mínimos cuadrados

de la curva de regresión no lineal se obtuvo el mejor ajuste de la curva de crecimiento a las modas observadas.

El crecimiento de los crustáceos se realiza mediante mudas y aunque se asume un crecimiento que sigue la ecuación de von Bertalanffy, su ajuste es menor que en el caso de especies de crecimiento continuo, como en los peces. Las curvas de crecimiento de von Bertalanffy están fuertemente determinadas por los valores de L_{∞} y t_0 , que se encuentran en los extremos de la curva, donde normalmente se tienen menos datos (Haddon, 2001). La comparación de las curvas de crecimiento entre las diferentes zonas, dependió del número de modas y de edades obtenidas en cada zona, que a su vez dependieron de las muestras obtenidas a partir de la pesquería comercial. Por tanto, es necesario tener en cuenta que la estimación de las curvas de crecimiento puede tener sesgos y los parámetros variar ampliamente entre los valores obtenidos dependiendo de la representatividad de las muestras. En el caso de los machos, no fue posible realizar una comparación de las curvas, debido al bajo número de edades comparable. La comparación de las curvas de crecimiento mediante el ratio del test de máxima verosimilitud (Kimura, 1980) evidenció valores de t_0 significativamente diferentes entre las distintas zonas. Los valores de k más parecidos se dieron entre las zonas de Cataluña y Mallorca.

La comparación de las clases de edad obtenidas en distintas zonas, próximas a la del presente estudio (Tabla 3.9), como son las zonas de Cataluña, Valencia, Golfo de Alicante, Canal de Ibiza, Golfo de Vera y Almería, con las obtenidas en el presente estudio mostró que en las zonas de Cataluña, Alicante y Mallorca se dio una composición por edad parecida para las

hembras (Demestre, 1992; Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez, 2003). Para los machos el intervalo de edades común en las diferentes zonas se redujo a 3 para la zona de Cataluña y a dos en el resto de zonas. Las modas obtenidas fueron parecidas en la zona de Cataluña y Mallorca. Mientras que las modas estimadas en las zonas de Alicante, Canal de Ibiza y Golfo de Vera fueron diferentes, presentando un crecimiento más parecido al de las hembras con intervalos entre una edad y la siguiente de en torno a 10 mm CL, mientras que en Cataluña y Baleares el incremento de talla por edad se situó en torno a 5 mm CL.

Se puede concluir a partir de lo anteriormente expuesto que la dificultad en determinar los parámetros de crecimiento viene dada principalmente por disponer exclusivamente de tallas y carecer de métodos experimentales para verificar un crecimiento estimado de manera empírica. Estas estimaciones de crecimiento están además, condicionadas por la estructura de tallas en la captura y la correspondiente composición de edades en la población, que en último término depende del patrón de explotación.

Sin embargo, recientemente, experiencias realizadas por primera vez, de marcado y recaptura en el Mar Lígur (Relini *et al.*, 2004), han estimado un crecimiento de talla aproximado de alrededor de 1 mm mensual para individuos adultos. Es interesante remarcar, que dichas estimaciones son coincidentes con los valores obtenidos en el estudio llevado a cabo en la presente memoria.

Por otra parte el estudio histoquímico para determinar la edad en *A. antennatus* realizado por Vila Gordillo (2001), cuantificando el contenido de lipofuscina en el cerebro, presentó también resultados

similares a los obtenidos en el presente estudio. En primer lugar el método de la lipofuscina estableció un crecimiento en tallas diferente entre los machos y las hembras, siendo mayor y más rápido en las hembras. En nuestro estudio el crecimiento se presentó diferenciado para machos y hembras y fue más rápido en las hembras. En segundo lugar, el crecimiento determinado mediante la densidad de gránulos de lipofuscina estableció componentes para machos de 0.43, 0.95 y 2.21 gran/100 μm^2 y para hembras de 0.35, 0.77 y 1.77 gran/100 μm^2 correspondientes a edades de 11, 23 y 35 meses para ambos sexos y tallas medias modales para machos de 23.88, 29.15 y 33.38 mm CL y para hembras de 30.31, 38.13 y 42.75 mm CL. Estos resultados son similares a los obtenidos en nuestro estudio en relación a las tallas modales por clase de edad y al incremento de talla por clase de edad, aunque se daría una diferencia en la estimación de la primera edad asignada por Vila Gordillo (2001) con la asignada en nuestro estudio. La primera edad considerada por Vila Gordillo (2001) como 0+ correspondería a nuestra edad 1+, ya que la edad 0+ no está representada en la pesquería. Así Vila Gordillo (2001) asigna la edad 1+ a las tallas modales de 23.88 y 30.31 para machos y hembras respectivamente y en nuestro estudio la edad asignada a tallas modales similares fue la edad 2 en ambos sexos.

A modo de síntesis, de toda la información obtenida y analizada, tanto en el Mediterráneo como en el Atlántico, y aceptando como válido el crecimiento de 1 mm mensual, podríamos establecer la siguiente composición de tallas medias por edad:

- Los individuos considerados de edad 0. Son los más pequeños, se capturaron

mediante pescas experimentales y no están presentes en la pesquería. Midieron entre 6 y 14 mm CL (Sardà y Cartes, 1993).

- Los individuos de 1 año de edad. Son la primera moda detectada en la pesquería, y son los reclutas al arte, entre 20-25 mm CL para las hembras y entre 18-21 mm CL para los machos.

- La siguiente moda correspondería a la edad 2. Se situó en torno a 30 mm CL para las hembras y 23-25 mm CL para los machos.

- La edad 3 se situaría en torno a los 38-40 mm CL para las hembras y 26-28 mm CL para los machos.

- La edad 4 correspondería a individuos de 48-50 mm CL para las hembras y más de 30 mm CL para los machos.

- La edad 5, esta sólo presente para las hembras y se situaría en torno a 55-58 mm CL.

- Por último la edad 6 y siguientes (considerada como clase plus) correspondería a individuos de más de 60 mm CL.

Seguimiento de la moda de reclutamiento en la zona de estudio

El establecer las edades y las tallas medias por edad permite estudiar con más profundidad el reclutamiento de esta especie. Se debe considerar como reclutamiento al arte la primera moda (la moda más pequeña) que aparece representada en la población explotada. Esta moda o edad en el caso de *A. antennatus*, se corresponde con la moda de los individuos pertenecientes a la edad 1. Es decir, los individuos cuya frecuencia de tallas pertenece a la moda entre 20-25 mm CL para las hembras y entre 18-21 mm CL para los machos. Son los reclutas al "arte" o

a la pesquería y se detectaron en la pesquería preferentemente en verano-otoño y primavera. La abundancia de individuos de esta moda es siempre discreta.

Por otra parte, en el Mar Catalán en el que se tiene información de la estructura de tallas en un intervalo batimétrico más amplio (450-2200 m) se detectó el reclutamiento al área entre 1000 y 1800 m (Cartes y Demestre, 2003) correspondiente a tallas modales en torno a 13-15 mm CL en junio y que crecerían situándose en torno a 20 mm CL a finales de julio. El crecimiento estimado para los individuos juveniles fue de 2 mm mensuales. Los resultados obtenidos en la presente memoria establecen el reclutamiento a la pesquería un año después de la puesta, en el verano siguiente. Su talla modal en torno a 20 mm CL coincide con la establecida para los reclutas de finales de julio en el Mar Catalán a mayor profundidad. Es decir, a finales de verano se produce la migración vertical de los individuos juveniles que llegan a la pesquería en las mismas zonas donde tuvo lugar la puesta.

Modelo de movilidad

El modelo de movilidad de la gamba rosada en los caladeros sureste-oeste de Mallorca se basa en poblaciones estables en los diferentes caladeros cuyo componente principal es la edad 2 para ambos sexos. En verano-otoño y primavera llegan a la pesquería los reclutas nacidos el año anterior, en las mismas zonas de puesta (caladeros de Sóller y Es Gambussí). El comportamiento de los adultos reproductores es diferente para las hembras y para los machos. Las hembras se desplazan de zonas próximas a la zona de reproducción. Mientras que la población de machos permanece más estable en cada zona. En otoño la población de hembras adultas de edades superiores a la edad dos, que durante la reproducción en verano se

encontraron en una proporción superior en el caladero de Sóller se dispersa y probablemente vuelva a los caladeros habituales de la zona del Canal de Mallorca.

Los crustáceos decápodos presentan complejos ciclos con migraciones relacionadas con la disponibilidad de alimento, acoplamiento y puesta, y diferencias de hábitats relacionadas con la edad y el sexo (Freire y González-Gurriarán, 1998). En el caso de la gamba rosada se dan migraciones de las poblaciones adultas relacionadas con los procesos reproductivos y con el hábitat (Sardà, 1993). En la zona de estudio, el acoplamiento y la deposición del espermatóforo en las hembras, tiene lugar en las zonas habituales en los diferentes caladeros donde es pescada. Pero en los siguientes meses al acoplamiento, se da una migración que va haciendo disminuir los rendimientos en los caladeros del Canal de Mallorca y en la zona sureste en el caladero de Cabrera. Las migraciones de la gamba rosada son movimientos que se puede considerar de pequeña escala y son en sentido batimétrico y siguiendo la morfología de los fondos en el talud en cada zona.

La capacidad de desplazamiento de la gamba rosada no ha sido determinada por métodos directos de seguimiento, como los métodos de marcado y recaptura o telemetría. Por el momento la única experiencia realizada en el Mediterráneo (Relini *et al.*, 2004) recapturó una hembra adulta en maduración ovárica a unos 20 Km de la zona en que fue marcada unos 10 meses antes, cuando se encontraba en reposo ovárico. Los experimentos de marcado y recaptura ofrecen una mejor posibilidad de comprobar los desplazamientos, aunque por el momento están en fase preliminar. La distancia aproximada entre los caladeros de Sóller, situado en el extremo oeste y Cabrera al este

es de unas 60 millas náuticas (alrededor de 100 Km). Desplazamientos de gamba rosada a distancias similares también han sido considerados entre caladeros en la zona de Cataluña (Sardà, 1993; Tudela *et al.*, 2003). A menores distancias en relación al caladero de Sóller, se sitúan los caladeros de Sa Badia (50 Km) y Es Gambussí (20 Km), y tanto la similitud de la distribución de tallas, en periodos consecutivos, entre estos caladeros como la distancia a la que se encuentran, apoyan un modelo de movimiento entre ellos relacionado con la reproducción y la puesta de la población de hembras adultas de más de dos años de edad. Así, en verano las distribuciones de tallas del caladero de Sóller, situado al noroeste, fueron similares a las distribuciones de tallas de primavera y otoño del caladero de Sa Badia, situado en la zona central del Canal de Mallorca. El Caladero del Gambussí, intermedio entre estos dos caladeros, presentó diferencias debidas a que también en este caladero, se dieron mayores concentraciones de individuos juveniles en primavera, y a que su composición de las capturas en otoño sería intermedia entre la del caladero de Sóller y el de Sa Badia. En invierno, el caladero más diferenciado sería el caladero de Sóller, que mantiene una mayor proporción de individuos juveniles que los otros caladeros. Los caladeros d'Es Gambussí, Sa Badia y Cabrera presentaron una gran similitud en la estructura poblacional. Las diferencias poblacionales son en gran parte diferencias estacionales, debidas al comportamiento y distribución en el espacio de la especie (Cartes *et al.*, 1994) que debe ser relacionada tanto con factores tróficos como de la situación geográfica de los caladeros y del ciclo biológico de la especie simultáneamente.

Indicadores biológicos

El sex-ratio varía de una estación del año a otra. La variación del sex-ratio presenta clara relación con el ciclo reproductor de la especie y con la pesca. Así, a principios de primavera, los machos aumentan su presencia en las capturas. En marzo el sex-ratio estuvo equilibrado durante todos los años de la serie analizada. Este aumento de los machos se puede relacionar con el inicio del acoplamiento para la reproducción. En los meses sucesivos el número de machos disminuye progresivamente, hasta que prácticamente representan menos del 20% de la población en junio, cuando todas las hembras presentan el espermatóforo en el *thelycum*. Durante el verano, los machos, se encuentran en proporciones pequeñas, aunque la distribución de tallas, al igual que en las hembras, se amplía con mayores concentraciones relativas de tallas grandes. Esta disminución de los machos en junio, drástica en algunos años, que representó menos del 10% de la captura, indicaría una mortalidad asociada al proceso reproductivo como ocurre en otras especies de peneidos y carideos (Anderson, *et. al.*, 1984) o bien que los machos migran a otras zonas después del acoplamiento.

El índice de condición es otro factor relacionado con la reproducción. En *A. antennatus* como en otras especies, hay una disminución del índice durante los meses reproductivos (Lambert y Dutil, 1997). El modelo de alternancia entre la adquisición de reservas y el desarrollo de las gónadas, se puede considerar un modelo común en muchos animales de ambientes templados y tropicales que almacenan energía estacionalmente (Schultz y Conover, 1999).

La pérdida de condición más rápida y acentuada en los machos, su longevidad más corta que en las hembras, junto a la

disminución de la proporción de machos en la población en los meses de la reproducción, sugieren nuevamente un modelo de mortalidad asociado a la reproducción para el sexo. Este modelo estaría apoyado por que en el periodo siguiente (otoño), la población de machos esta formada en una proporción muy elevada por los reclutas. Serían individuos juveniles, que se incorporan a la pesquería y permanecerán en la zona durante el otoño e invierno, hasta la primavera siguiente cuando tiene lugar el acoplamiento. En segundo lugar los machos, con tan sólo tres edades bien definidas en la población y con diferencias poblacionales más asociadas a la localización geográfica que estacional, invierten la energía en la reproducción con ciclos más cortos, y dependen más que las hembras de las condiciones ambientales. Así, años con más cantidad de alimento disponible, darían lugar a poblaciones de machos más grandes y con un potencial reproductor mayor, y años de malas condiciones ambientales y poca disponibilidad de alimento producirán poblaciones de machos más deprimidas.

En relación a la estructura poblacional, el sex ratio y el índice de condición de la especie a lo largo del periodo estudiado, se observaron fluctuaciones sin tendencia definida para las hembras. En cambio para los machos se dio una ligera tendencia de disminución de las tallas medias y del índice de condición para todo el periodo estudiado. Estacionalmente, en los meses de la reproducción, el sex ratio y el índice de condición de los machos disminuyen. Desde el punto de vista poblacional, la población de machos es más sensible a los efectos de la explotación. A largo plazo, la disminución de las tallas de los machos puede hacer disminuir el potencial reproductor de la especie. Por otra parte, los machos presentan una menor movilidad que las

hembras, que junto con la longevidad reducida hace que las diferentes zonas o caladeros puedan tener un éxito reproductivo diferenciado y dependiente de los efectos de la explotación y de las condiciones del hábitat.

En relación al sex-ratio quedan todavía cuestiones por analizar, tan importantes como conocer el ratio de los machos sexualmente activos para las hembras receptivas (Emlen y Oring, 1977) y el potencial reproductor de los machos (Correa y Thiel, 2003a). En este sentido, el sex-ratio operativo (Thiel y Hinojosa, 2003) puede ser aún menor que el sex-ratio natural de la población, haciendo que el éxito reproductivo de la especie dependa todavía más del potencial reproductor de los machos de tallas óptimas. La relación entre el índice de condición por sexo y las estimaciones de reclutamiento fue superior para los machos, confirmando que buenos reclutamientos se dieron en años en que los machos presentaron un buen índice de condición, con una correlación superior a la de las hembras. La población de machos debería ser menos explotada para poder asegurar el potencial reproductor de la especie.

En el área de estudio, el ciclo biológico se inició habitualmente entre abril y mayo y finalizó a finales de septiembre en todos los años del periodo estudiado. La maduración parece ser iniciada por la deposición del espermátforo en las hembras, que activaría el proceso de vitelogénesis y estaría influida por factores ambientales. El ciclo de la reproducción ha presentado un patrón homogéneo en las diferentes zonas en que se ha estudiado (Orsi-Relini y Semeria, 1983; Demestre y Fortuño, 1992; Ragonese *et al.*, 1994; Arculeo *et al.*, 1995; Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez, 2003).

El índice gonadosomático es una medida del potencial reproductor y de condición de la especie (Lloret y Planes, 2003). El índice gonadosomático estimado como un índice de condición promedio mensual entre los años 1991 y 1994, mostró valores medios mensuales constantes en los tres años estudiados, indicando que la población se mantuvo en una buena condición fisiológica (Lloret y Planes, 2003). Sin embargo, la estimación de dicho índice al estar correlacionado con la talla no se puede emplear como índice de condición poblacional y en su lugar se empleó el peso relativo.

Relación entre los indicadores biológicos y la pesca

Tener un buen conocimiento de la dinámica de la población relacionada con el reclutamiento es imprescindible para poder establecer una adecuada gestión pesquera bajo los niveles de esfuerzo y esquema de explotación adecuados. Sin embargo, también son necesarios los conocimientos de la fase adulta de la población relacionados con la dinámica reproductora y en especial con el potencial reproductor de la especie. Con estas consideraciones entramos en el ámbito de la sostenibilidad y de la sobreexplotación de un recurso vivo explotado.

La tendencia de disminución de las tallas máximas en los machos podría afectar la eficiencia reproductiva de la especie, y consecuentemente disminuiría el reclutamiento, ya que podría ocasionar una reducción de las tallas óptimas de los machos. En *A. antennatus* se dan características de dimorfismo sexual, siendo más reducido el tamaño de los machos que el de las hembras. En la revisión bibliográfica realizada recientemente por Correa y Thiel (2003b) para los crustáceos carideos, se determina que el sistema de reproducción de

“pura búsqueda” es el más común entre los carideos de vida libre. Su significado evolutivo estaría relacionado con el éxito de los machos, más pequeños que las hembras, en realizar un mayor número de fertilizaciones de hembras y no en competir agresivamente con otros machos por las hembras. Correa y Thiel (2003a) señalan que el menor tamaño de los machos aumenta en primer lugar su habilidad para encontrar tantas hembras receptivas como puedan, y en segundo lugar para reducir el coste energético de la búsqueda, o invertir la energía en el apareamiento en lugar de invertirlo en crecimiento. El éxito reproductivo del sistema de “pura búsqueda” debe tener un pico máximo a tallas adecuadamente pequeñas para los machos en relación a las de las hembras, pero por encima y por debajo de este pico disminuiría la efectividad y el éxito reproductivo. Este método de “pura búsqueda” es el que se plantea como el que también presentaría *A. antennatus* según los resultados de su estructura poblacional y su dinámica reproductiva.

Los efectos de la pesca pueden ahondar en esta dirección, eliminando los machos adultos y maduros de tallas más favorables para la reproducción debido a la selectividad del arte. En el caso de *A. antennatus* en la zona de estudio (Massutí, *et al.*, 2002) se realizaron experiencias de selectividad y se determinó que para la malla rómbica de 40 mm de luz de malla, utilizada habitualmente en la pesquería comercial, la talla de primera selectividad fue de 18 mm CL. Ello indica que prácticamente todos los individuos de la distribución de tallas son capturados a las profundidades en que tiene lugar la pesquería.

La recuperación de la estructura demográfica a partir del año 2000 a valores similares de las proporciones por talla en las capturas de los años iniciales (1992-1994),

indicaría que la especie no puede ser considerada como sobrexplotada, ya que no se da una modificación definitiva de la estructura de tallas causada por la explotación. Es decir, que no se capturan más rápidamente los individuos adultos de tallas mayores que lo que su capacidad de renovación permite. Del análisis de la composición de tallas en la zona de estudio se pone de manifiesto también que la población tiene mecanismos de recuperación, y resiliencia (Holling, 1973) a la explotación. No obstante, independientemente de la estructura demográfica, las capturas disminuyeron desde el inicio del estudio y su recuperación no ha sido más que parcial. Esto nos lleva a plantear si el componente ambiental puede tener una mayor importancia en la recuperación de la población. Diversos estudios que han analizado la composición de la poblaciones (Cartes *et al.*, 1994; Sardà *et al.*, 2003a,b; Cartes y Demestre, 2003; Maynou, *et al.*, 1996; D’Onghia *et al.*, 2005) y sus diferencias espaciales y estacionales, coinciden en relacionar la distribución espacial con procesos de reproducción y reclutamiento muy parecidos en las distintas zonas. A su vez estos procesos parecen estar asociados a corrientes y masas de agua y a cambios hidrodinámicos que dependen en cada zona de su geomorfología y topografía asociada.

Relación del ciclo reproductivo y la maduración del ovario

El estudio del ciclo reproductivo realizado por Demestre y Fortuño (1992) fue la base de nuestro estudio. Inicialmente se empleó la clasificación de los estadios de madurez establecidos por los mencionados autores.

Durante la época de puesta, se observó la presencia de una proporción muy elevada

(75-95%) de folículos en maduración simultánea, con pequeñas zonas de ovocitos previtelogénicos y zonas germinales. Este sincronismo del estadio de maduración de puesta (V) indica que la especie tiene una puesta sincrónica, porque sólo se pudo distinguir una única población de ovocitos en maduración. Hormonas inhibitorias relacionadas con receptores neurosecretores en el pedúnculo ocular de los crustáceos pueden afectar a los primeros estadios de desarrollo previtelogénico provocando que una única población de ovocitos evolucionando a folículos sea definida (Browdy, 1989). La puesta sincrónica concuerda con una especie de fecundación externa, cada espermátforo fecundará una única puesta, ya que una vez que se rompe todos los espermatozoides serán liberados.

Aunque las hembras en puesta se encuentran en la zona de pesca, en el

momento de la puesta desaparecen, ya que sólo se encontraron 32 hembras sobre un total de 5389 en el estadio de pospuesta (VI). Se da una coincidencia de este comportamiento con el observado para la especie (Demestre, 1992; Demestre y Fortuño, 1992; Demestre, 1995) y para la especie simpátrida *Aristaeomorpha foliacea* en el Mediterráneo y en el Pacífico (Levi y Vacchi, 1988; Kao *et al.*, 1999), reforzando la hipótesis de que las hembras migrarían a otras áreas de aguas más profundas en el momento de la puesta. Así concluiríamos que la especie madura a lo largo de los distintos meses del ciclo de reproducción entre mayo y agosto, que las puestas tienen lugar a partir de junio, y se producen hasta finales de agosto e incluso septiembre para pequeñas proporciones de la población en cada puesta.

Tabla 3.21. Resumen del intervalo de tallas de gamba rosada (*A. antennatus*) en el Mediterráneo.

Autor	Zona	Intervalo de tallas Hembras	Machos
Carbonell <i>et al.</i> , 1999	Mallorca	15-66	15-38
Demestre, 1990	Cataluña	16-66	15-38
Demestre, 1990	Valencia	16-66	15-44
Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez, 2003a	Golfo de Alicante	15-62	16-33
Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez, 2003b	Canal de Ibiza	15-62	16-33
Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez, 2003b	Golfo de Vera Almería	17-64	16-38
Relini Orsi y Relini, 1980; Relini y Relini, 1998	Mar Lígur	21-71	18-57
Arrobas y Ribeiro Cascalho, 1987	Algarve (sur de Portugal)	18-68	16-44
Ragonese y Bainchini, 1992	Sur de Sicilia	15-52	15-30
D'Onghia <i>et al.</i> , 1994, 1998 Papaconstantinou y Kapiris, 2001	Mar Jónico	15-45	
D'Onghia <i>et al.</i> , 2005	Mar Jónico	20-60	
Yahiaoui, 1994a	Argelia	15-48	

4. CAPTURAS Y FLUCTUACIONES NATURALES EN LA PESQUERÍA DE GAMBA ROSADA

El seguimiento de una pesquería mediante el muestreo sistemático es un elemento crítico de la gestión de las pesquerías, y la información obtenida es esencial para una gestión adaptada, tanto al recurso como a la flota, y para desarrollar una mayor comprensión de los factores que modulan dicho recurso.

El seguimiento es imprescindible para conseguir los objetivos de los proyectos de investigación pesquera, identificar lagunas en el conocimiento, y diseñar protocolos para mejorar la obtención de información necesaria para evaluar y gestionar el recurso o el ecosistema. A través del seguimiento es posible verificar la consecución de los objetivos finales de un proyecto.

El seguimiento de la pesquería de gamba rosada llevado a cabo en Mallorca y alrededor de las Baleares ha tenido como objetivo principal la evaluación de su estado de explotación. A partir de este objetivo se ha generado información tanto biológica (Carbonell *et al.*, 1999; Carbonell *et al.*, *Crustaceana submitted*) como del ecosistema (Massutí *et al.*, 1996; Moranta *et al.*, 1998, 2000; Massutí y Reñones, 2005), de las características de la pesquería y del estado de explotación del recurso (Carbonell y Azevedo, 2003). Paralelamente, mediante este seguimiento de la pesquería, también se han desarrollado diferentes proyectos (DISCARDS, DG XIV-94 /027; COCTEL DG XIV/99/018; IDEA financiado por el Plan Nacional de I+D 2000-2003) con objetivos de investigación complementarios.

El presente capítulo analiza la información obtenida a lo largo de 12 años de seguimiento de la pesquería (1991-2003), y la información procedente de la estadística

pesquera desde sus inicios en las Baleares (1948-2003). Estas dos fuentes de información permiten conocer las características de la pesquería y de la flota, analizando la evolución de las capturas, y del esfuerzo y de las capturas por unidad de esfuerzo. Asimismo se analiza la composición específica de las capturas, tanto de las especies comerciales como de las descartadas. También se hace una valoración de la importancia económica de la pesquería en relación a las especies objetivo de la pesquería de arrastre en el Mediterráneo y en relación con los ingresos globales de la pesca en las Baleares. Por último, la información de desembarcos ha servido para analizar las fluctuaciones de esta pesquería, y su relación con los factores ambientales (Bruce *et al.*, 2001; Waluda *et al.*, 2001; Quetglas *et al.*, 1998; Carbonell *et al.*, 1999; Lloret *et al.*, 2001).

4.1. Caracterización de la pesquería y estandarización del esfuerzo

La pesquería de gamba rosada en Mallorca y en las Baleares en general, es uno de los productos que contribuyen más a los ingresos globales de la flota de arrastre de las Baleares (Carbonell *et al.*, 1999). Es una pesquería que dirige el esfuerzo de captura a la especie de gamba rosada.

La flota que explota la gamba rosada se puede considerar como una flota de embarcaciones de características homogéneas, con pequeñas variaciones del número de embarcaciones en determinados periodos del año. A lo largo del seguimiento de la pesquería se han identificado cada año las embarcaciones que dirigían su actividad a la pesquería de gamba rosada. Durante el periodo de estudio se ha producido una reducción de la flota de nueve embarcaciones. Al mismo tiempo ha tenido lugar la renovación de embarcaciones, por

retirada de las antiguas y nueva construcción con el mismo nombre o por mejoras técnicas. En general la renovación se ha dirigido a obtener embarcaciones más ligeras y un mantenimiento menos costoso. Pero también la renovación se ha dirigido a aumentar el poder de pesca de las embarcaciones. La información oficial sobre las características de las embarcaciones no presenta cambios. Los GT promedio global de la flota, han fluctuado anualmente entre 55 y 60 GT, y la potencia media entre 274 y 319 CV. La flota gambera de Mallorca, en el año 2003, estuvo formada por 16 embarcaciones de arrastre (59 GT y 274 CV promedio), que representaron el 50% del total de embarcaciones de arrastre de las Islas Baleares, que pescan en el talud entre 400 y 800 m de profundidad. La proporción de flota gambera en relación al total de flota de arrastre de la isla se ha mantenido prácticamente constante a lo largo del periodo estudiado.

Los datos de captura y esfuerzo de la pesquería comercial proporcionan una valiosa fuente de información para evaluar las condiciones de explotación de los stocks (Gulland, 1956; Gavaris, 1988). La utilización de las estadísticas comerciales para la obtención de índices de abundancia ha sido empleada recientemente en las pesquerías del Mediterráneo Nordoccidental (Goñi, *et al.*, 1999; Maynou, *et al.*, 2003; García-Rodríguez, 2003) permitiendo obtener índices relativos de abundancia de diferentes especies de la pesquería de arrastre. Para la obtención de dichos índices de abundancia estandarizados se recomienda la utilización de un modelo lineal generalizado (GLM), que permite extraer la variabilidad debida a cambios de composición y características de la flota (Hilborn y Walters, 1992), que relacionan las tasas de captura con un determinado tipo de embarcación (barco de referencia) y con factores temporales y

espaciales, tales como el año, mes, y área de pesca. Este tipo de aproximación permite identificar los factores que influyen en las tasas de captura de la pesquería comercial, así como obtener índices estandarizados de abundancia.

En el presente estudio se ha empleado la información de captura diaria y captura por hora efectiva de pesca de la flota comercial que ha sido seguida durante el programa de muestreo a bordo de embarcaciones. La información obtenida se considera más precisa que la obtenida sólo a partir de las hojas de venta diarias, ya que elimina factores de incertidumbre, tales como diferencias entre la captura obtenida y la captura registrada y también las diferencias debidas a diferencias en la duración de las pescas. La flota muestreada cubre ampliamente la flota total gambera, muestreándose a lo largo del año diferentes embarcaciones que son representativas del conjunto de la flota. La información proporcionada por dicho programa de muestro a bordo de embarcaciones se ha completado con otras fuentes de información procedente de la estadísticas pesqueras y de la colaboración con los pescadores a partir de cuadernos de abordaje en los que se registra la captura diaria.

4.1.1. Datos empleados y métodos

Los datos empleados correspondientes a la información sobre las características y composición de la flota proceden de los censos oficiales obtenidos periódicamente de los Boletines Oficiales del Estado (BOE) y de la Comunidad Autónoma (BOCAIB).

La información de las capturas totales desembarcadas se obtuvo a partir de los datos proporcionados por los anuarios de la Secretaría General de Pesca (FROM), de la administración autónoma (Dirección General de Pesca del Govern Balear), y directamente

de las cofradías. La información obtenida fue de capturas totales anuales (1958-2003), capturas mensuales (1978-2003) y mensuales por categoría comercial (1993-2003).

La información de esfuerzo en caballos de vapor (CV) de la flota que trabaja en el talud fue obtenida a partir de la información proporcionada en diferentes estudios realizados en el Centro Oceanográfico de Baleares (IEO) entre 1957 y 1974 (Massutí, 1973, 1975), entre 1983 y 1990 (Oliver, 1991; Álvarez, 1999), y 1991 y 2003 (presentados en el presente estudio).

La información de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) fue obtenida a partir de un total de 144 registros en embarcaciones de la flota gambera en el muestreo a bordo de embarcaciones entre 1992 y 2003. El muestreo se basó en 23 embarcaciones diferentes de un total de 47 embarcaciones de arrastre censadas al inicio del estudio, que han ido disminuyendo sus efectivos a lo largo del estudio, hasta las 24 embarcaciones de arrastre actuales de la Isla de Mallorca.

Los datos de captura diaria se obtuvieron por dos métodos: mediante cuadernos de a bordo se obtuvieron 4874 registros de captura diaria por embarcación entre noviembre de 1998 y octubre de 1999. Además, a partir de hojas de venta diaria de la pesquería para el mismo periodo se obtuvieron 6933 registros de captura diaria por embarcación de la flota arrastrera de Mallorca.

4.1.2. Resultados

La flota gambera pesca en el talud superior y medio entre 400 y 800 m de profundidad. Habitualmente las pescas se concentran en un intervalo más estrecho

entre 500 y 750 m de profundidad (Figura 4.1).

La flota de la isla de Mallorca representa alrededor del 50 % del total de la flota de arrastre de las Islas Baleares. El censo de la flota de arrastre y de la flota de arrastre gambera a lo largo del periodo estudiado se presentan en la Tabla 4.1.

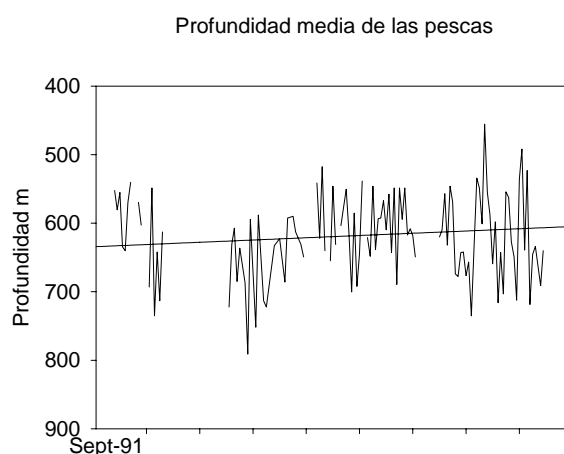


Figura 4.1. Profundidad media de los lances seguidos en la pesquería comercial 1992-2003.

El arte de arrastre utilizado fue un arte de abertura horizontal entre 17 y 20 m, y una abertura vertical de alrededor de 1.5-2 m. El diámetro de la malla romboidal fue de 40 mm estirada. La longitud de los artes varió entre 65 y 100 m. La pesquería se desarrolla durante cinco días a la semana, de lunes a viernes. Las embarcaciones permanecen en el mar 12 horas diarias. La duración de las pescas fluctuó entre 5 y 7 horas. Generalmente se realiza un único lance dirigido a la pesquería de gamba rosada.

Las características de la flota gambera muestreada a lo largo del periodo estudiado en GT y CV se presentan en la Tabla 4.2. En general el esfuerzo de muestreo se distribuyó de manera equitativa entre las diferentes potencias y embarcaciones características de dicha flota. La comparación de la potencia de las

embarcaciones de Mallorca con la de zonas próximas como Cataluña y el Golfo de Alicante mostró unas características de

menor potencia para las embarcaciones de Mallorca.

Tabla 4.1. Relación del número de embarcaciones de la flota de arrastre gamera de Mallorca (FAGM) y de la flota de arrastre gamera total de las Baleares (FAGB) (Mallorca y Menorca). Relación de FAGM y de la flota de arrastre total de Mallorca (FATM). N = Número de muestreos; CV = Potencia total anual en caballos de vapor (CV) de la FAGM.

Año	N FAGM	N FATM	% FAGM/FATM	%FAGM/FAGB	N	CV
1991	25	47	53	76	6	10428
1992	23	46	50	74	17	9838
1993	23	46	50	74	12	9838
1994	24	46	52	71	8	9653
1995	24	45	53	71	16	9178
1996	24	45	53	71	12	9178
1997	22	42	52	68	7	8415
1998	22	42	52	82	10	8415
1999	22	41	54	82	13	8415
2000	23	41	56	89	10	6867
2001	20	38	53	89	10	6193
2002	24	35	69	80	24	6219
2003	16	24	67	73	20	4559

Tabla 4.2. Comparación de los GT de la flota gamera de Mallorca con las zonas de Cataluña (Maynou *et al.*, 2003) y Golfo de Alicante (García-Rodríguez, 2003). % = Porcentaje de embarcaciones de la categoría en la flota gamera de Mallorca. N = número total de muestreos realizados por categoría de embarcación.

Zona	Categoría GT	GT	Eslora	CV	Embarcaciones Muestreadas	%	N
Mallorca	Entre 30-50				10	41	73
Mallorca	Entre 51-70				9	41	60
Mallorca	> 71				4	18	11
Mallorca	Promedio	56.88	18.62	260			
	Mínimo	19.56	12.51	100			
	Máximo	118.15	24.90	566			
Cataluña	Promedio	62.31	17.60	275			
	Mínimo	25.52	13.00	160			
	Máximo	133.35	24.00	700			
Golfo de Alicante	Promedio	69.20	18.50	367			

La flota gamera estudiada estuvo formada por embarcaciones que inicialmente correspondían a embarcaciones construidas o renovadas a finales de los años 80 (Tabla 4.3). A partir de 1995 se inició de nuevo un proceso de renovación, acompañado de una reducción en el número de embarcaciones de la flota total de arrastre que en los últimos

años de la serie (2000-2003) se ha vuelto a estabilizar.

El estudio de la captura mensual por embarcación de la flota de arrastre de Mallorca se realizó a partir de las hojas de venta diaria sobre un total de 38 embarcaciones de toda la flota de la isla de Mallorca, desde Noviembre de 1998 hasta

Octubre de 1999. Las embarcaciones seguidas representaron el 90% de la flota total censada de la isla de Mallorca (41-42 embarcaciones). De éstas, 16 correspondieron a embarcaciones gamberas, que dirigieron su actividad de manera constante al menos 11 meses al año a la captura de gamba rosada. Un grupo diferente de embarcaciones de entre 9 y 12 pescaron gamba rosada en diferentes periodos, preferentemente en primavera y verano. Entre estas embarcaciones se dan dos tipos de pesca. Uno se debe a las embarcaciones que alcanzan los fondos de gamba en su distribución superior, hasta los 600 m, y sus capturas se dirigen también a la captura de cigala (*Nephrops norvegicus*), fue

el caso de las embarcaciones del norte de la isla de Mallorca (Alcúdia). El otro tipo son embarcaciones que van preferentemente a la gamba en verano, cuando su captura es más fácil, al estar más concentrada y al hacer mejor tiempo. Teniendo en cuenta tanto el grupo de embarcaciones que permanentemente se dirigen a la pesquería de gamba rosada, como las que al menos realizan habitualmente una pesca dirigida a los fondos típicos de gamba rosada (Puertos de Sóller, Alcúdia, Cala Ratjada) se estimó la flota gambera anual (Tablas 4.1 y 4.3). A partir de las hojas de venta diaria se obtuvo la información de captura diaria por especie y categoría comercial.

Tabla 4.3. Características de la flota gambera. Valores promedio anual. Número de embarcaciones (N), toneladas de registro bruto (TRB), caballos de vapor (CV), año de construcción (Año Cons.) y tonelaje total (GT).

Año	N	TRB	CV	Eslora	Año Cons.	GT
1992	23	51.11	319.30	17.81	1985	53.78
1993	23	54.57	307.22	18.79	1982	52.29
1994	24	50.56	287.28	18.09	1984	57.38
1995	24	51.18	298.66	18.16	1984	57.65
1996	24	50.16	292.36	18.07	1984	56.60
1997	22	47.07	291.33	17.74	1986	55.10
1998	22	46.08	288.50	17.69	1987	55.10
1999	22	46.64	296.04	18.00	1987	55.54
2000	23	45.64	292.69	18.47	1990	59.69
2001	20	44.91	283.27	18.51	1990	59.41
2002	24	43.53	277.71	18.49	1990	59.29
2003	16	43.81	274.09	18.68	1992	58.52

La captura de la gamba rosada se ha analizado a partir de tres niveles distintos de información: capturas por embarcación anuales, mensuales y por caladero. El coeficiente de variación de las capturas anuales por embarcación dio valores de variación entre embarcaciones inferiores al 7% y las diferencias no fueron significativas ($P = 0.2480$) (Figura 4.2). Los rendimientos por caladero fueron estudiados para el mismo periodo (1998-1999) y fueron significativamente diferentes ($P = 0.006$)

variando en promedio anual entre 4.2 y 6.8 Kg/h (Figura 4.3). Los mejores rendimientos correspondieron a los caladeros extremos del noroeste (Sóller media anual = 6.83 Kg/h SD = 2.664) y sureste (Cabrera media anual = 5.02 Kg/h SD = 2.072). La comparación de los rendimientos por pares de caladeros mediante un test K-S dio valores significativamente diferentes ($D > 0.3$) para el caladero de Sóller con el resto de caladeros, y no fueron significativamente diferentes los rendimientos del resto de caladeros entre

ellos. La flota gamera visita todos los caladeros de forma periódica y cíclica, pescando preferentemente en verano en el caladero de los Clots-Sóller, y distribuyéndose en todos los caladeros el resto del año, lo que hace que no se den grandes variaciones de la captura anual por embarcación, aunque si se den diferencias en la abundancia entre los distintos caladeros y en los diferentes meses. El análisis de la evolución de los rendimientos promedio mensual mostró valores más altos en invierno y primavera y bajaron en verano y otoño. Las diferencias de rendimiento mensual fueron también significativas ($P = 0.001$) (Figura 4.4).

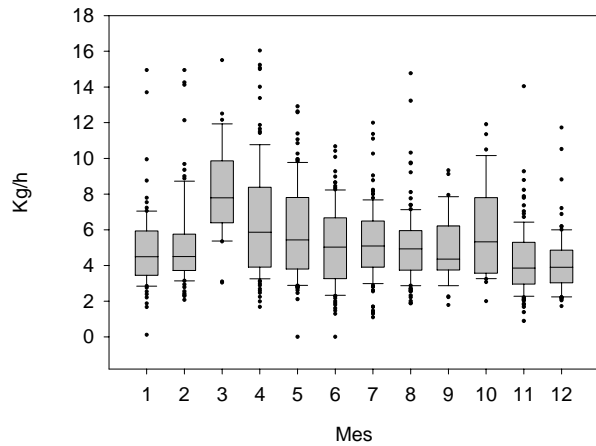


Figura 4.4. Rendimiento (kg/h) mensuales Nov. 1998- Oct. 1999).

Los datos de desembarco anual en toneladas de gamba rosada desde 1948 hasta el año 2003 se presentan en la Tabla 4.4, y la Figura 4.5. El esfuerzo nominal de pesca en caballos de vapor (CV) de la flota gamera aumentó desde el año 1957 hasta el año 1991, pero decreció a partir del año 1992 (Figura 4.5). Las capturas mensuales (1977-2003) (Figura 4.6) mostraron fluctuaciones estacionales periódicas con una disminución importante a partir de 1992.

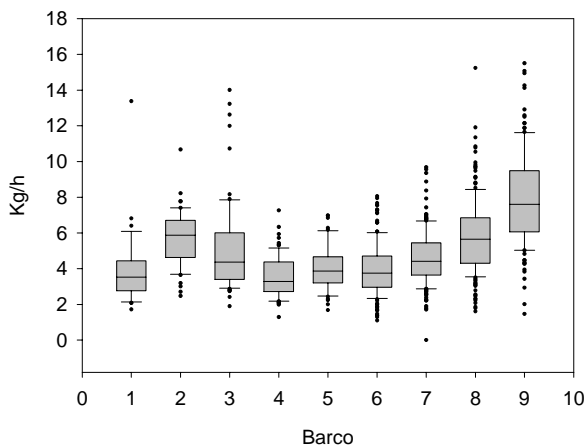


Figura 4.2. Rendimientos por embarcación (Nov. 1998- Oct. 1999).

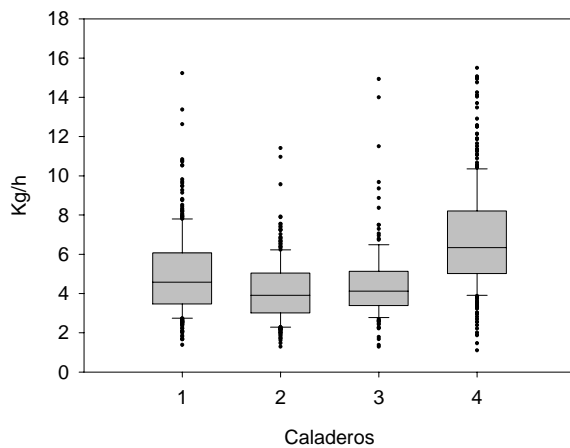


Figura 4.3. Rendimientos (Kg/h) por caladero (Nov 1998 - Oct. 1999). 1 = Cabrera, 2 = Sa Badia, 3 = Es Gambussí, 4 = Sóller.

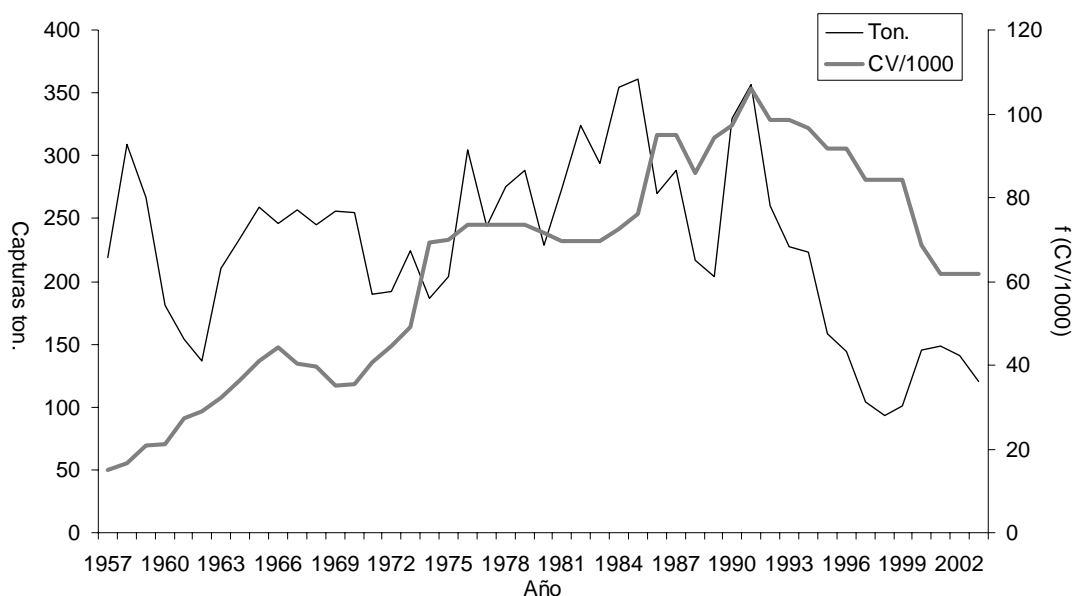


Figura 4.5. Capturas totales anuales en toneladas y esfuerzo total anual en caballos de vapor (CV).

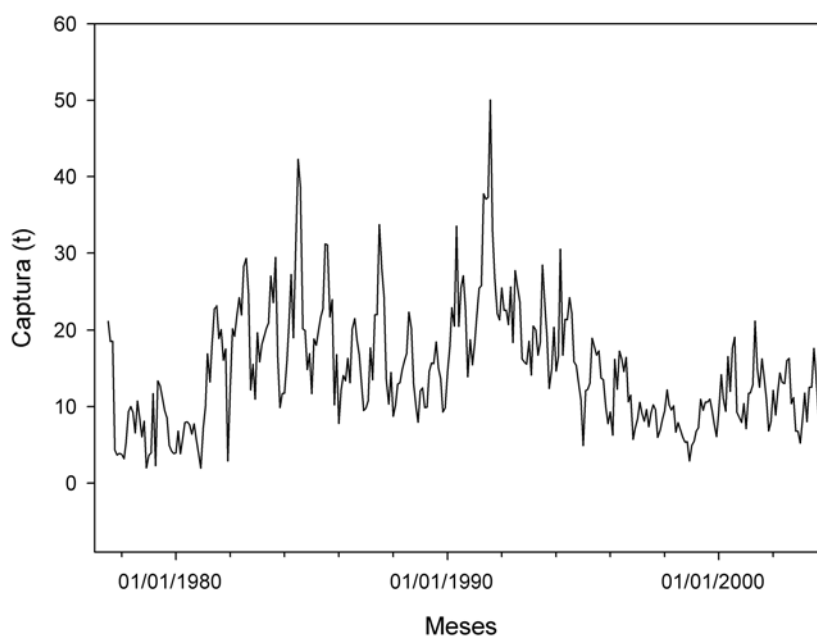


Figura 4.6. Capturas mensuales en toneladas desde julio de 1977 hasta Diciembre del 2003.

Los rendimientos por hora y los rendimientos por hora y por GT trimestrales de diferentes puertos de la península y de las islas Baleares (Tabla 4.5) durante el periodo de noviembre 1998 a octubre de 1999 fueron significativamente diferentes ($P = 0.003$, test de Kruskal-Wallis). El puerto de Palma presentó, con relación a los puertos de las Islas Baleares, rendimientos ligeramente inferiores (Figura 4.7) al puerto de Sóller en Mallorca y al puerto de Ciudadela en

Menorca. Mientras que, presentó rendimientos similares a los puertos de la Península (Almería, Santa Pola y Villajoyosa). Al analizar el rendimiento en gramos por hora y por GT (g/h por GT), el puerto de Palma y los puertos de la península presentaron una explotación de más bajo rendimiento, en relación a los otros dos puertos de las Islas Baleares (Figura 4.8).

Tabla 4.4. Captura anual desembarcada en toneladas (t) y potencia total (esfuerzo) en caballos de vapor (CV).

Año	Captura t	CV talud	Año	Captura t	CV talud
1948	16		1976	305	7357
1949	19		1977	244	7357
1950	54		1978	275	7357
1951	70		1979	289	7357
1952	95		1980	229	7158
1953	121		1981	273	6959
1954	117		1982	324	6959
1955	159		1983	293	6959
1956	154		1984	355	7245
1957	220	1505	1985	361	7605
1958	309	1648	1986	270	9490
1959	267	2097	1987	288	9490
1960	181	2120	1988	217	8593
1961	154	2730	1989	204	9428
1962	137	2910	1990	329	9718
1963	210	3223	1991	357	10598
1964	234	3653	1992	260	9838
1965	259	4107	1993	227	9838
1966	247	4427	1994	223	9653
1967	257	4034	1995	158	9178
1968	245	3976	1996	144	9178
1969	256	3524	1997	104	8415
1970	255	3529	1998	93	8415
1971	190	4060	1999	100	8415
1972	192	4464	2000	146	6867
1973	224	4895	2001	148	6193
1974	186	6933	2002	141	6219
1975	204	7000	2003	120	4559

Tabla 4.5. Rendimientos promedio trimestral en Kg/h y en g/h/GT de gamba rosada (*A. antennatus*) durante un año de noviembre de 1998 a octubre de 1999, datos agrupados en trimestres naturales, SD = Desviación Estándar.

Puertos	Trimestres (nov 98-oct 99)				SD
	1º	2º	3º	4º	
	Kg/h				
Palma	3.20	4.36	4.42	4.64	0.64
Almería	2.12	2.26	3.05	3.60	0.69
Santa Pola	3.69	3.23	4.48	3.64	0.52
Villajoyosa	2.39	2.73	4.49	1.49	1.26
Sóller	7.37	9.37	7.30	5.32	1.65
Ciudadella	5.49	8.09	5.55	4.61	1.50
	g/h/GT				
Palma	3.10	5.13	4.34	4.48	0.85
Almería	4.64	4.94	6.66	7.86	1.51
Santa Pola	4.21	3.69	5.12	4.16	0.60
Villajoyosa	3.74	4.27	7.03	2.34	1.97
Sóller	85.70	63.18	49.22	35.87	21.29
Ciudadella	76.32	112.44	77.09	64.12	20.83

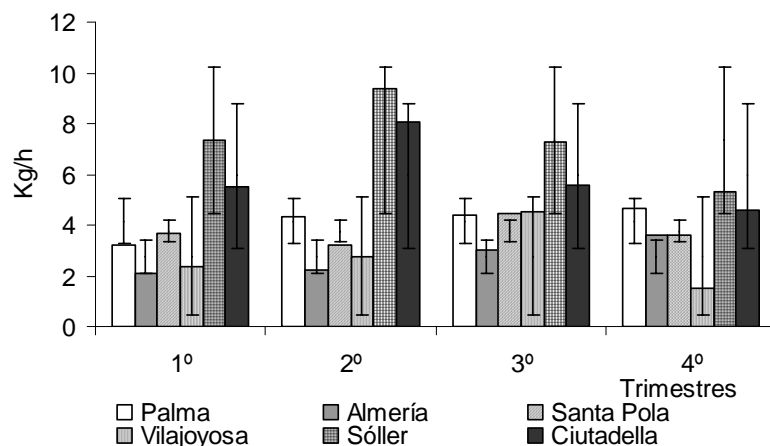


Figura 4.7. Rendimiento trimestral de gamba rosada (*A. antennatus*) en 6 puertos del litoral Peninsular y Balear, desde noviembre de 1998 hasta octubre de 1999. El número de embarcaciones muestreadas semanalmente a lo largo de un año varió entre 4 y 2 embarcaciones según los puertos.

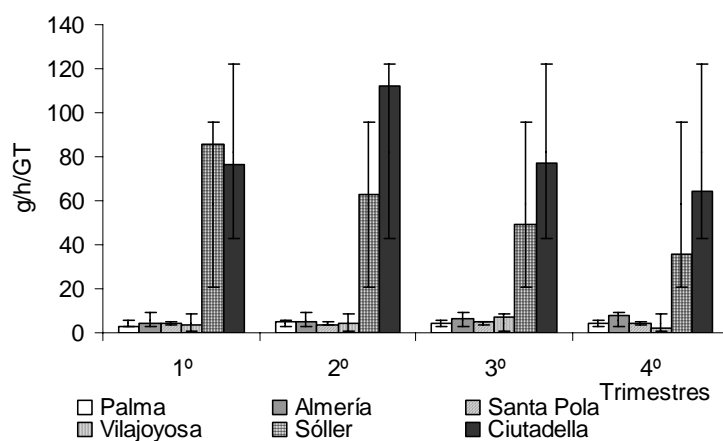


Figura 4.8. Rendimiento en gramos por hora por GT de gamba rosada (*A. antennatus*) del litoral Peninsular y Balear, desde noviembre de 1998 hasta octubre de 1999. El número de embarcaciones muestreadas semanalmente a lo largo de un año, varió entre 4 y 2 embarcaciones según los puertos.

4.2. Estandarización y evolución del esfuerzo

Para analizar una pesquería se requiere, además de los datos biológicos y las capturas de la especie, el conocimiento del esfuerzo. Frecuentemente el esfuerzo se mide por el tiempo aplicado en la obtención de la captura. El empleo de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) se basa en la

asunción de que éste es proporcional a la abundancia del recurso. La CPUE es un índice que puede reflejar mejor que las capturas la abundancia relativa de un recurso (Hilborn y Walters, 1992). Su seguimiento a lo largo del tiempo puede indicar las variaciones de abundancia del recurso explotado. La estandarización de las CPUEs permite tener en cuenta las diferencias que pueden afectar de forma

significativa los rendimientos a lo largo del tiempo. Principalmente, los factores que influyen en la CPUE son los factores relacionados con la abundancia, tales como el año, el área de pesca (los caladeros) y la estacionalidad (el mes), y los factores relacionados con la capturabilidad, que suelen estar determinados por las características de los barcos y los artes. La aplicación de los modelos de evaluación a series de CPUE estandarizadas permite relacionar estas series con la abundancia del recurso y se puede estimar mejor el reclutamiento, la edad más joven de la cohorte reclutada a la pesquería y a partir de la cual la cohorte evoluciona.

En el presente apartado abordamos la estandarización de las CPUEs de la gamba rosada en el área de estudio, mediante la aplicación de un modelo lineal generalizado de los factores relacionados con la abundancia y la capturabilidad.

4.2.1. Material y métodos

Previamente a la aplicación del modelo lineal generalizado, se realizó un análisis exploratorio de los factores que podían influir en los cambios de las tasas de captura. Las variables respuesta seleccionadas para realizar el análisis exploratorio fueron los kilogramos por día y embarcación y kilogramos por hora y embarcación.

Los datos de CPUE en Kg/día y Kg/hora por embarcación fueron log transformados (Figura 4.9 y Figura 4.10). La transformación corrigió la asimetría y los datos extremos. Se aplicó un test de bondad de ajuste no paramétrico (*Kolmogorov-Smirnov*), comprobando que la distribución no difería significativamente de una distribución normal ($P = 0.508$) para el log de la CPUE expresada en Kg/día, y claramente normal ($P = 0.912$) en el caso de la CPUE expresada

en Kg/h. Ambos índices se pueden considerar adecuados y el análisis de los factores que afectaban a dichos índices se realizó para ambos.

La estimación de los coeficientes del modelo lineal generalizado (GLM) (McCullagh y Nelder, 1989; Chambers y Hastie, 1992) se realizó empleando subrutinas contenidas en el programa informático S-Plus (Becket *et al.*, 1988). El modelo lineal generalizado, asume que una transformación de la respuesta esperada es una combinación lineal de las variables explicativas, y que la varianza de la respuesta es función de su media.

La componente sistemática (CPUE) del modelo estuvo formada por la combinación lineal de los predictores:

$$\mu_{ijkl} = U_{ijkl} = \mu_0 \times \beta_i^1 \times \beta_j^2 \times \beta_k^3 \times \beta_l^4$$

La función seleccionada entre la componente aleatoria (la variable respuesta) y la sistemática correspondió a una distribución Gaussiana. La función Gaussiana se expresa en el modelo lineal generalizado en términos de su valor medio (μ) y una varianza igual a 1.

Los factores considerados en el análisis de GLM para investigar las variaciones de CPUEs con el poder de pesca fueron: el GT variable continua que caracteriza cada embarcación y la embarcación misma, el año, el caladero y la estación del año que son variables categóricas. Para evaluar la significación de los factores se realizó un análisis de la desviación mediante la aplicación de un test de la F.

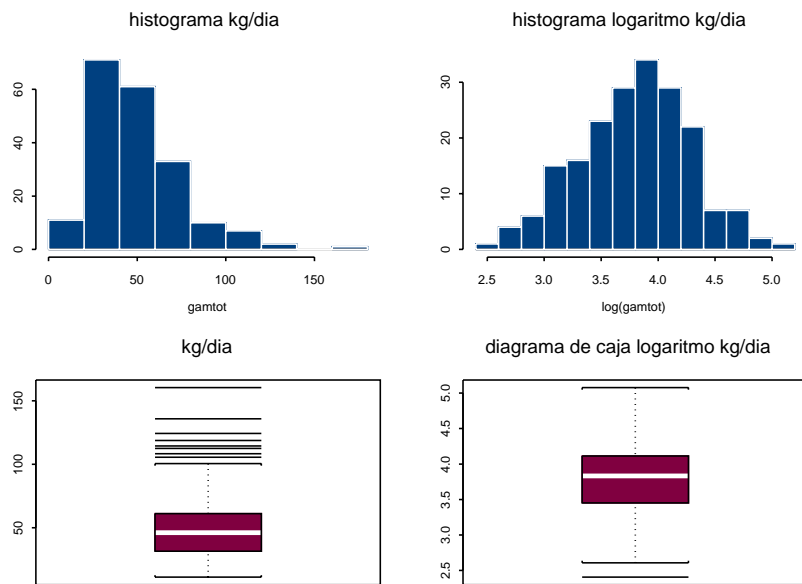


Figura 4.9. Histograma y gráficos de caja de la captura por día y por embarcación y los correspondientes gráficos log transformados de gamba rosada (*A. antennatus*).

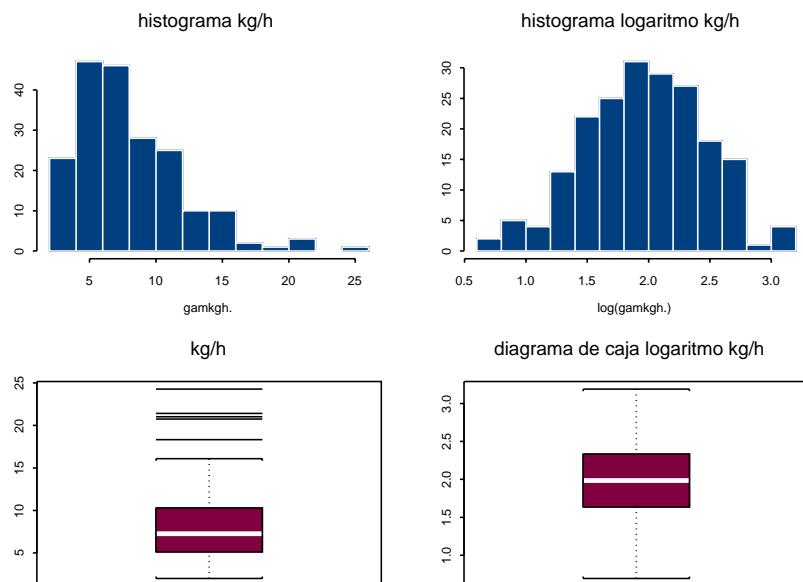


Figura 4.10. Histograma y gráficos de caja de la captura por hora y por embarcación y los correspondientes gráficos log transformados de gamba rosada (*A. antennatus*).

4.2.2. Resultados

El análisis exploratorio (Figura 4.11) de los factores que caracterizan la pesquería (factores temporales y espaciales) en relación a la CPUE mostró que las variables explicativas que explican mayor variabilidad de la CPUE fueron el año, seguido por la

estacionalidad (mes) y en último lugar el caladero. En relación a los factores que caracterizan la flota, ningún factor mostró un gran variabilidad y se seleccionó el valor de GT para caracterizar la flota de las diferentes embarcaciones que se dirigen a la pesquería de gamba rosada.

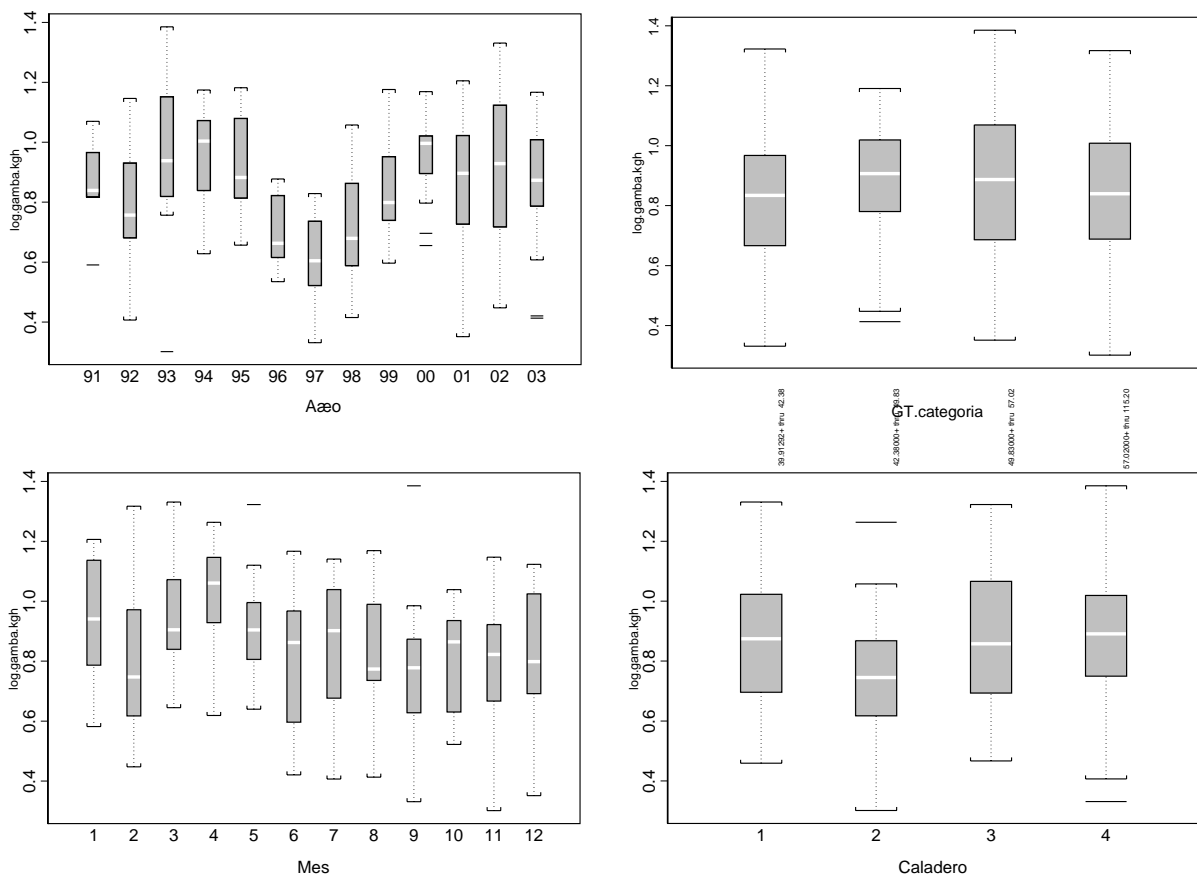


Figura 4.11. Variación de los factores año, categoría GT, mes y caladero considerados en el análisis de la pesquería de gamba rosada (*A. antennatus*) entre 1991 y 2003.

Considerando la CPUE en Kg/día, el análisis de la desviación (ANOVA) del modelo (Tabla 4.6) mostró que todos los factores fueron significativos. La mayor parte de la desviación fue explicada por el factor año ($P = 0.00001$), seguido del mes ($P = 0.00155$) y el caladero ($P = 0.02191$). El factor GT, relacionado con el poder de pesca de la embarcación no fue significativo, y se

substituyó por el factor barco que si fue significativo ($P = 0.01290$). El modelo redujo la desviación nula de 8.025334 a 3.936656, equivalente a obtener una R^2 de 50.95. Es decir, el modelo explicó el 50.95% de la variación de CPUE observada. La variable año contribuyó en un 38.36% a la desviación explicada por el modelo, seguida por el mes con un 24.54%. Mientras que el caladero

explico el 7.50% y el barco el 29.60% de la desviación. El mismo análisis realizado con la CPUE de captura horaria (Tabla 4.7), presentó resultados similares. El porcentaje de variación explicado por este modelo fue equivalente a una $R^2 = 54.75$.

Los coeficientes del modelo (Tablas 4.8 y 4.9) muestran fluctuaciones de los valores de CPUE anuales. Los coeficientes de abundancia anual fueron inferiores al nivel de 1991, entre 1995 y 1998 en que se situaron alrededor de 0.96 el nivel de 1991, y próximos (0.99) al nivel de 1991 entre 1999 y 2003. El valor de CPUE máximo se obtuvo en 1993 (1.12 veces el valor de 1991).

Aunque la componente interanual fue la variable que tuvo mayor importancia,

estacionalmente se observaron dos periodos claramente diferenciados con CPUEs más bajas en verano y otoño (Figuras 4.12 y 4.13). La variabilidad debida a la situación geográfica mostró un rango de variación pequeño (Figura 4.14). El caladero de Sóller (Caladero 4) presentó los valores de CPUEs más elevados en rendimiento horario, sin embargo no fueron los más altos al considerar los CPUEs diarios, debido a que en este puerto las pescas dirigidas a la gamba rosada tienen una menor duración. Los GT que caracterizaron a la flota mostraron que la potencia o capacidad de pesca de las embarcaciones tuvo una influencia limitada. Las embarcaciones con un mayor GT dieron rendimientos inferiores (Figura 4.15).

Tabla 4.6. Análisis de la desviación del modelo generalizado ajustado para las tasas de captura diaria por embarcación de *A. antennatus*. 1991-2003.

Fuentes de variación	g.l.	Desviación	g.l. residuos	Desviación residuos	F	P
NULO	174	8.025334				
Año	12	1.568292	162	6.457042	4.249404	0.00001237
Mes	11	1.003272	151	5.453770	2.965572	0.00155487
Caladero	3	0.306619	148	5.147151	3.323233	0.02191135
Barco	20	1.210495	128	3.936656	1.967956	0.01290231

Tabla 4.7. Análisis de la desviación del modelo generalizado ajustado para las tasas de captura por hora efectiva de pesca por embarcación de *A. antennatus*. 1991-2003.

Fuentes de variación	g.l.	Desviación	g.l. residuos	Desviación residuos	F	P
NULO	174	8.025242				
Año	12	1.538396	162	6.486847	4.519129	0.00000483
Mes	11	0.953935	151	5.532912	3.056991	0.00115175
Caladero	3	0.450682	148	5.082230	5.295619	0.00178837
Barco	20	1.451098	128	3.631132	2.557613	0.00082274

Tabla 4.8. Resultados del análisis de la Desviación para el GLM ajustado a las tasas de captura diaria por embarcación de la gamba rosada en Mallorca (1991-2003). Los coeficientes expresan la diferencia entre cada nivel de los factores t con los factores del primer nivel.

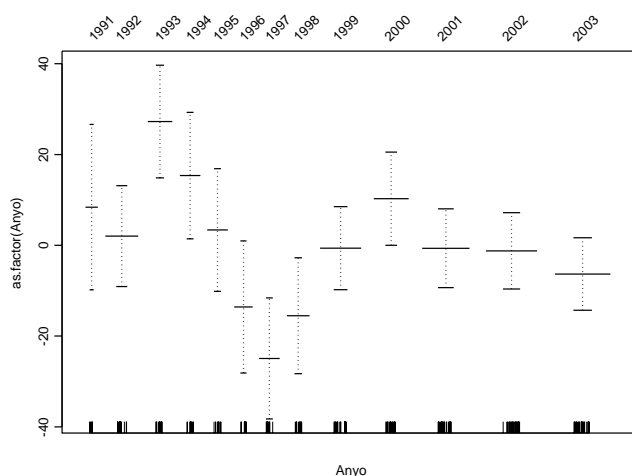
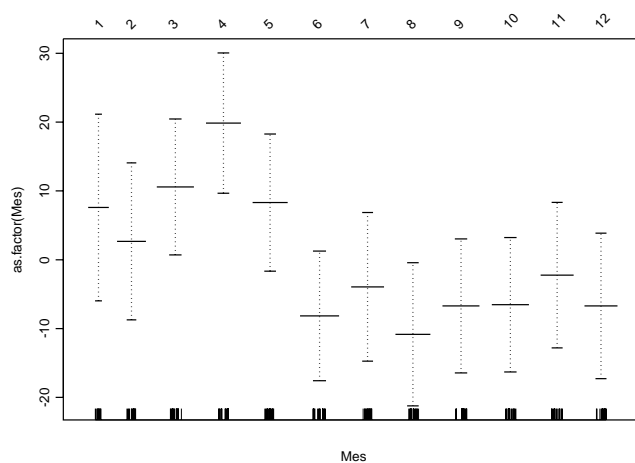
Kg/día/embarcación	Valor estimado	Error estándar	t	CPUE estandarizada
Barco 1-1991-Septiembre				
-Caladero-2	63.0860	7.0014	9.0105	63.0860
1992	-3.1858	5.4929	-0.5800	59.9002
1993	7.3489	2.7233	2.6985	70.4349
1994	0.6977	2.0354	0.3428	63.7837
1995	-1.9785	1.5372	-1.2871	61.1075
1996	-4.1457	1.3249	-3.1291	58.9403
1997	-4.5823	1.0759	-4.2591	58.5037
1998	-2.2600	0.8764	-2.5787	60.8260
1999	-0.1039	0.6251	-0.1663	62.9821
2000	1.0075	0.6065	1.6611	64.0935
2001	-0.1688	0.4685	-0.3602	62.9172
2002	-0.1887	0.4216	-0.4475	62.8973
2003	-0.5518	0.3690	-1.4955	62.5342
Octubre	-2.4637	4.5570	-0.5406	60.6223
Noviembre	1.8157	2.3030	0.7884	64.9017
Diciembre	3.2278	1.5858	2.0354	66.3139
Enero	-0.3724	1.1956	-0.3115	62.7136
Febrero	-2.9938	0.9350	-3.2018	60.0923
Marzo	-1.5349	0.8746	-1.7550	61.5512
Abril	-2.0131	0.7254	-2.7753	61.0729
Mayo	-1.1080	0.6087	-1.8204	61.9780
Junio	-0.8688	0.5473	-1.5876	62.2172
Julio	-0.3196	0.5282	-0.6051	62.7664
Agosto	-0.6388	0.4801	-1.3307	62.4472
Caladero 1	2.9035	-1.7208	-1.4599	65.9896
Caladero 3	1.7252	1.3803	1.4962	64.8113
Caladero 4	0.9562	2.7529	2.7388	64.0422

Tabla 4.9. Resultados del análisis de la Desviación para el GLM ajustado a las tasas de captura por hora por embarcación de la gamba rosada en Mallorca (1991-2003). Los coeficientes expresan la diferencia entre cada nivel de los factores t con los factores del primer nivel.

Kg/hora/embarcación	Valor estimado	Error estándar	t	CPUE estandarizada
Barco 1-1991-Septiembre				
-Caladero-2	9.6888	1.1347	8.5389	9.6888
1992	-0.9321	0.8902	-1.0471	8.7567
1993	1.1197	0.4413	2.5371	10.8085
1994	0.1029	0.3299	0.3119	9.7917
1995	-0.0524	0.2491	-0.2101	9.6365
1996	-0.6963	0.2147	-3.2428	8.9925
1997	-0.7004	0.1744	-4.0169	8.9884
1998	-0.2184	0.1420	-1.5379	9.4704
1999	-0.0854	0.1013	-0.8435	9.6034
2000	0.1190	0.0983	1.2104	9.8078
2001	-0.0323	0.0759	-0.4259	9.6565
2002	0.0833	0.0683	1.2192	9.7721
2003	-0.0407	0.0598	-0.6798	9.6482

Tabla 4.9. Cont. Resultados del análisis de la Desviación para el GLM ajustado a las tasas de captura de la gamba rosada (1991-2003) en Mallorca.

Kg/hora/embarcación	Valor estimado	Error estándar	t	CPUE estandarizada
Octubre	-0.6236	0.7385	-0.8444	9.0652
Noviembre	0.2990	0.3732	0.8012	9.9879
Diciembre	0.6414	0.2570	2.4956	10.3302
Enero	-0.1737	0.1938	-0.8966	9.5151
Febrero	-0.4118	0.1515	-2.7176	9.2770
Marzo	-0.2470	0.1417	-1.7426	9.4418
Abril	-0.2921	0.1176	-2.4848	9.3967
Mayo	-0.1864	0.0986	-1.8895	9.5024
Junio	-0.1620	0.0887	-1.8263	9.5268
Julio	-0.1019	0.0856	-1.1902	9.5869
Agosto	-0.0405	0.0778	-0.5208	9.6483
Caladero 1	-1.2841	0.4706	-2.7288	8.4047
Caladero 3	0.2261	0.2796	0.8086	9.9149
Caladero 4	0.3693	0.1550	2.3833	10.0581

Figura 4.12. Residuos parciales del GLM para la gamba rosada (*A. antennatus*) para el factor año.Figura 4.13. Residuos parciales del GLM para la gamba rosada (*A. antennatus*) para el factor mes.

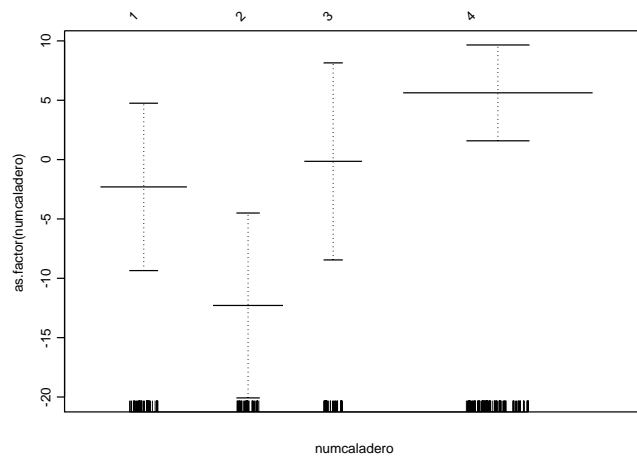


Figura 4.14. Residuos parciales del GLM para la gamba rosada (*A. antennatus*) para el factor caladero.

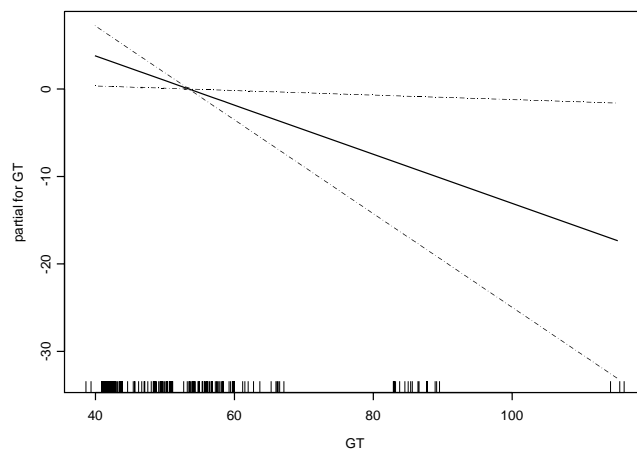


Figura 4.15. Residuos parciales del GLM para la gamba rosada (*A. antennatus*) para el factor GT barco.

4.3. Composición de las capturas

En el área del Mar Balear existen numerosos estudios que analizan la composición de las capturas demersales y la comunidad faunística (Massutí *et al.*, 1996; Moranta *et al.*, 1998; Quetglas *et al.*, 2000; Moranta *et al.*, 2000; Massutí y Reñones, 2005). En dichos estudios se define la composición faunística que pertenece a la pesquería del talud superior y medio y que corresponde a la comunidad típica del Mediterráneo Occidental (Abelló *et al.*, 1988; Cartes y Sardà, 1992, 1993; Stefanescu *et al.*, 1993). El estudio que se puede realizar analizando los cambios en el tiempo de las comunidades explotadas ofrece la posibilidad de estimar las reacciones de la comunidad a las alteraciones a las que se ve expuesta (Fock *et al.*, 2002).

La información aportada en este apartado como un paso más en la profundización de la pesquería de la gamba rosada, proporciona un primer análisis de los cambios a largo plazo, de la estructura y diversidad de la comunidad de *A. antennatus* explotada, realizando un seguimiento en el tiempo de la composición de sus capturas, contemplando especies comerciales acompañantes y descartes.

4.3.1. Material y métodos

El estudio de la captura de especies acompañantes y de los descartes, se realizó a partir de la información obtenida por observadores en muestreos a bordo de embarcaciones comerciales, a lo largo de diferentes años de muestreo: 1992, entre 1994 y 1996 y entre 1998 y 1999 y entre 2000-2003.

En cada embarque se obtuvo la información de situación y duración del lance y se estimó la captura total y la captura descartada. A partir de la captura descartada

y de la captura comercializada por especie, se obtuvo la composición faunística de las pescas en peso. Los datos fueron posteriormente estandarizados a kilos por hora.

Para facilitar el estudio faunístico y a fin de obtener una información global y completa de la composición de la captura se consideraron los diferentes niveles de captura por separado. Así se analizaba la captura de la especie objetivo (gamba rosada), la captura de las principales especies acompañantes comercializadas y el descarte, tanto de las especies comerciales como de las no comerciales. Así mismo se analizó la captura comercial y el descarte por grandes grupos faunísticos.

4.3.2. Resultados

En la Tabla 4.10 se presenta la lista de las especies con una frecuencia de aparición superior al 75% en las pescas, llamadas especies euconstantes de la pesquería, y las que aparecen entre el 50-75% llamadas especies constantes de la pesquería. Los resultados se presentan para todo el periodo estudiado y para tres periodos diferenciados: desde abril de 1995 hasta diciembre de 1996; desde octubre de 1998 hasta octubre de 1999; y desde enero del 2000 hasta diciembre del 2001. Esta lista incluye tanto las especies objetivo como las acompañantes y descartadas. En la Tabla 4.11 se presenta la composición faunística de las pescas realizadas entre 1995 y el año 2001.

El porcentaje promedio anual de la captura de gamba en relación a la captura total (gamba, especies acompañantes y descarte) fluctuó entre el 29 y el 49% (Figura 4.16). Los valores mínimos correspondieron a los años 1996 y 1999 y los máximos se dieron en el año 1995 y a partir del año 2001.

Eliminando el descarte, el porcentaje de gamba rosada en relación únicamente a la captura total comercializada osciló entre el 32 y el 58%. El porcentaje de descarte global fluctuó entre el 10 y el 27% de la captura total. El porcentaje de especies acompañantes comercializadas fluctuó entre el 31 y el 61% (Figura 4.16).

La relación entre las capturas de gamba rosada (Kg/h) y las capturas de especies acompañantes comerciales (Kg/h) se ajustó a un modelo lineal negativo, con un coeficiente de determinación igual 1 ($p < 0.0001$). Los periodos en que aumentaron las capturas de gamba rosada, disminuyeron las capturas de otras especies comerciales.

Las especies de peces comercializadas fueron fundamentalmente la brótola, *Phycis blennoides*, la bacaladilla *Micromesistius poutassou*, y la merluza *Merluccius merluccius*. El conjunto de las tres especies representaron en torno al 20% de la captura por lance. La merluza fluctuó entre el 4 y el 5% de la captura total en peso, la bacaladilla en promedio para todo el periodo estudiado representó el 9% de la captura en peso por lance, finalmente la brótola representó el 7%. La merluza tiene un descarte muy bajo o nulo, la bacaladilla tuvo un descarte también muy bajo, de alrededor del 2% de la captura en peso y la brótola fluctuó entre el 5 y el

8%. El descarte de gamba fue prácticamente nulo y representó menos del 0.001% de la captura descartada. El descarte de gamba rosada fue siempre accidental. Mientras que el descarte de las especies de peces fue un descarte por talla.

Por grupos (Figura 4.17) los peces comercializados representaron en promedio el 36% de la captura en peso, fluctuando entre el 22 y el 44%. El descarte de peces en promedio fue del 15%, fluctuando entre 9 y el 26%. De este descarte alrededor de un 3% correspondió a las especies de peces comerciales y el resto a especies no comercializadas.

Los crustáceos representaron en promedio el 46% de la captura en peso, fluctuando entre el 37 y el 55% de la captura (Figura 4.17). El descarte de crustáceos en promedio fue del 1% fluctuando entre 0 y 3%.

Los cefalópodos comerciales (*Todarodes sagittatus* y *Illex coindietti*) representaron un pequeño porcentaje de la captura, en torno al 1%, fluctuando entre el 0 y el 2%. El descarte de cefalópodos no comerciales representó también un porcentaje parecido del 1% de la captura, fluctuando entre el 1 y el 2%.

Tabla 4.10. Frecuencia de ocurrencia de las especies euconstantes (> 75%) y de las especies constantes (50-75%) de la pesquería de gamba rosada (*A. antennatus*). N° muestr. = Número total de muestras tomadas; Pres.= Número de muestras en que la especie está presente; % pres = porcentaje de presencia; Capt. Total = kilos totales de la especie en el total de muestreos.

	1995-2001				1995-1996				1998-199				2000-2001			
	N° muestr.	Pres.	% pres.	Capt. total	N° muestr.	Pres.	% pres.	Capt. total	N° muestr.	Pres.	% pres.	Capt. total	N° muestr.	Pres.	% pres.	Capt. total
* PISCES																
** Chondrichthyes																
Etmopterus spinax	51	47	92.16	101.02	16	14	87.50	19.99	12	12	100.00	39.484	23	21	91.30	41.55
Galeus melastomus	51	50	98.04	776.44	16	16	100.00	209.44	12	12	100.00	339.350	23	22	95.65	227.65
** Osteichthyes																
Conger conger	51	36	70.59	78.55	16	11	68.75	7.00	12	10	83.33	35.597	23	15	65.22	35.96
Chauliodius sloani	51	28	54.90	6.80	16	7	43.75	0.98	12	11	91.67	4.114	23	10	43.48	1.70
Hoplostethus mediterraneus	51	45	88.24	18.88	16	14	87.50	4.00	12	12	100.00	3.724	23	19	82.61	11.15
Hymenocephalus italicus	51	47	92.16	16.45	16	15	93.75	4.68	12	11	91.67	3.462	23	21	91.30	8.31
Lampanyctus crocodilus	51	50	98.04	127.98	16	15	93.75	29.58	12	12	100.00	49.904	23	23	100.00	48.49
Lepidopus caudatus	51	32	62.75	13.99	16	6	37.50	3.32	12	12	100.00	3.405	23	14	60.87	7.26
Merluccius merluccius	51	39	76.47	209.21	16	15	93.75	54.53	12	9	75.00	27.980	23	15	65.22	126.70
Micromesistius poutassou	51	41	80.39	485.93	16	12	75.00	79.71	12	10	83.33	93.020	23	19	82.61	313.20
Mora moro	51	31	60.78	29.73	16	14	87.50	19.42	12	7	58.33	7.911	23	10	43.48	2.39
Nezumia aequalis	51	48	94.12	48.31	16	16	100.00	22.90	12	12	100.00	2.455	23	20	86.96	22.96
Notacanthus bonapartei	51	28	54.90	2.27	16	11	68.75	0.47	12	9	75.00	0.412	23	8	34.78	1.39
Phycis blennoides	51	50	98.04	555.61	16	16	100.00	130.63	12	11	91.67	99.459	23	23	100.00	325.52
Stomias boa	51	43	84.31	10.86	16	13	81.25	3.35	12	10	83.33	1.396	23	20	86.96	6.12
* CRUSTACEA (2)																
** Decapoda																
Aristeus antennatus	51	51	100.00	2204.24	16	16	100.00	568.72	12	12	100.00	386.659	23	23	100.00	1248.86
Munida tenuimana	51	35	68.63	2.52	16	12	75.00	0.38	12	10	83.33	1.682	23	13	56.52	0.46
Pagurus alatus	51	35	68.63	6.70	16	11	68.75	0.70	12	9	75.00	1.877	23	15	65.22	4.12
Paromola cuvieri	51	27	52.94	25.82	16	5	31.25	8.00	12	10	83.33	10.532	23	12	52.17	7.29
Pasiphaea multidentata	51	39	76.47	28.26	16	11	68.75	0.35	12	12	100.00	18.279	23	16	69.57	9.64
Plesionika martia	51	40	78.43	63.46	16	12	75.00	0.36	12	11	91.67	47.493	23	17	73.91	15.61
Polychaetes typhlops	51	43	84.31	3.41	16	16	100.00	1.38	12	11	91.67	0.592	23	16	69.57	1.44
Gambussi (Plesionika spp.)	51	42	82.35	349.95	16	12	75.00	113.74	12	12	100.00	82.675	23	18	78.26	153.54
* MOLLUSCA (3)																
** Cephalopoda																
Bathypolypus sponsalis	51	25	49.02	7.66	16	9	56.25	3.26	12	7	58.33	1.418	23	9	39.13	2.98
Histioteuthis reversa	51	31	60.78	9.04	16	9	56.25	3.70	12	11	91.67	3.017	23	11	47.83	2.33
Todarodes sagittatus	51	34	66.67	71.14	16	11	68.75	26.40	12	12	100.00	28.693	23	11	47.83	16.05

Evaluación de la gamba rosada en el Mar Balear

Tabla 4.11. Especies de peces, crustáceos y cefalópodos capturadas en la pesquería de gamba rosada (*A. antennatus*). Presencia = Nº de pescas en que se presenta la especie; Nº de pescas muestreadas Captura total en Kg.

Especie	1995-2001				1995-1996				1998-1999				2000-2001			
	PRESENCIA	Nº de mues	Captura tot	% presenci	PRESENCIA	Nº de mues	Captura tot	% presenci	PRESENCIA	Nº de mues	Captura tot	% presenci	PRESENCIA	Nº de mues	Captura tot	% presenci
* PISCES																
** Chondrichthyes																
*** Pleurotremata																
Dalatias licha	8	51	12.988	15.686	4	16	7.173	25.00	3	12	4.973	25.00	1	23		
Etmopterus spinax	47	51	101.021	92.157	14	16	19.985	87.50	12	12	39.484	100.00	21	23		
Galeus melastomus	50	51	776.441	98.039	16	16	209.436	100.00	12	12	339.350	100.00	22	23		
Hexanchus griseus	3	51	1079.500	5.882	1	16	300.000	6.25	0	12	0.000	0.00	2	23		
Scylliorhinus canicula	2	51	1.286	3.922	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	2	23		
*** Hypotremata			0.000				0.000									
Raja oxyrinchus	5	51	24.900	9.804	1	16	7.000	6.25	1	12	2.600	8.33	3	23		
Raja clavata	1	51	13.400	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Raja navaeus	1	51	0.018	1.961	1	16	0.018	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
** Holocephala			0.000				0.000									
Chimaera monstrosa	3	51	0.228	5.882	2	16	0.217	12.50	1	12	0.011	8.33	0	23		
** Osteichthyes																
Alepocephalus rostratus	4	51	4.533	7.843	1	16	1.452	6.25	0	12	0.000	0.00	3	23		
Anthonogadus megaloky	5	51	0.048	9.804	1	16	0.002	6.25	0	12	0.000	0.00	4	23		
Arnoglossus reupelli	1	51	0.196	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Bathypterois mediterranea	3	51	0.039	5.882	2	16	0.036	12.50	0	12	0.000	0.00	1	23		
Bathysolea profundicola	3	51	0.045	5.882	2	16	0.027	12.50	1	12	0.018	8.33	0	23		
Benhtosoma glaciale	2	51	0.063	3.922	1	16	0.007	6.25	0	12	0.000	0.00	1	23		
Blennius ocellaris	1	51	0.228	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Boops boops	1	51	0.060	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Borostomias antarcticus	1	51	0.029	1.961	1	16	0.029	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
Capros aper	12	51	0.684	23.529	4	16	0.271	25.00	1	12	0.021	8.33	7	23		
Centrolophus niger	8	51	20.750	15.686	1	16	3.000	6.25	5	12	8.150	41.67	2	23		
Cepola rubescens	1	51	0.192	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Ceratocopelus maderen	1	51	0.002	1.961	1	16	0.002	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
Coelorhynchus coelorhynchus	13	51	7.703	25.490	3	16	0.792	18.75	2	12	0.054	16.67	8	23		
Coelorhynchus labiatus	2	51	0.139	3.922	1	16	0.008	6.25	0	12	0.000	0.00	1	23		
Conger conger	36	51	78.547	70.588	11	16	6.995	68.75	10	12	35.597	83.33	15	23		
Chauliodius sloani	28	51	6.801	54.902	7	16	0.984	43.75	11	12	4.114	91.67	10	23		
Chlorophthalmus agassizi	13	51	1.835	25.490	3	16	0.116	18.75	2	12	0.089	16.67	8	23		
Epigonus constanciae	8	51	0.407	15.686	3	16	0.087	18.75	2	12	0.080	16.67	3	23		
Epigonus denticulatus	9	51	0.462	17.647	2	16	0.030	12.50	3	12	0.192	25.00	4	23		
Epigonus telescopus	11	51	1.863	21.569	3	16	0.800	18.75	3	12	0.430	25.00	5	23		
Gadiculus argenteus	3	51	2.397	5.882	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	3	23		
Gonostoma elongatum	1	51	0.017	1.961	0	16	0.000	0.00	1	12	0.017	8.33	0	23		
Helicolenus dactylopterus	21	51	10.589	41.176	4	16	0.187	25.00	7	12	2.179	58.33	10	23		
Hoplostethus mediterraneus	45	51	18.878	88.235	14	16	4.002	87.50	12	12	3.724	100.00	19	23		
Hygophum hygomi	1	51	0.011	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Hymenocephalus italicus	47	51	16.452	92.157	15	16	4.680	93.75	11	12	3.462	91.67	21	23		
Lampanyctus crocodilus	50	51	127.977	98.039	15	16	29.579	93.75	12	12	49.904	100.00	23	23		
Lepidion lepidion	7	51	2.579	13.725	4	16	2.384	25.00	0	12	0.000	0.00	3	23		
Lepidopus caudatus	32	51	13.988	62.745	6	16	3.319	37.50	12	12	3.405	100.00	14	23		
Lepidorhombus boscii	17	51	13.428	33.333	3	16	0.595	18.75	6	12	2.073	50.00	8	23		
Lophius piscatorius	10	51	39.505	19.608	3	16	11.100	18.75	3	12	6.805	25.00	4	23		
Lophius budegassa	7	51	36.813	13.725	3	16	17.500	18.75	0	12	0.000	0.00	4	23		
Macrorhamphosus scolopax	2	51	0.015	3.922	2	16	0.015	12.50	0	12	0.000	0.00	0	23		
Merluccius merluccius	39	51	209.206	76.471	15	16	54.526	93.75	9	12	27.980	75.00	15	23		
Micromesistius poutasso	41	51	485.928	80.392	12	16	79.705	75.00	10	12	93.020	83.33	19	23		
Molva dipterygia m.	11	51	5.715	21.569	4	16	3.022	25.00	3	12	1.133	25.00	4	23		
Molva molva	1	51	0.500	1.961	0	16	0.000	0.00	1	12	0.500	8.33	0	23		
Mora moro	31	51	29.728	60.784	14	16	19.423	87.50	7	12	7.911	58.33	10	23		
Mullus surmuletus	1	51	0.300	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Nansenia iberica	1	51	0.022	1.961	1	16	0.022	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
Nemichthys scolopaceus	14	51	1.555	27.451	5	16	0.416	31.25	6	12	0.176	50.00	3	23		
Nettastoma melanurum	8	51	2.123	15.686	3	16	0.567	18.75	3	12	0.293	25.00	2	23		
Nezumia aequalis	48	51	48.314	94.118	16	16	22.897	100.00	12	12	2.455	100.00	20	23		
Nezumia sclerorhynchus	1	51	2.616	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Notacanthus bonapartei	28	51	2.274	54.902	11	16	0.470	68.75	9	12	0.412	75.00	8	23		
Notolepis rissoi	24	51	1.027	47.059	8	16	0.357	50.00	5	12	0.091	41.67	11	23		
Pagellus acarne	1	51	0.185	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
Pagellus bogaraveo	3	51	3.100	5.882	1	16	0.300	6.25	1	12	0.800	8.33	1	23		
Paraliparis speciosa	1	51	0.004	1.961	1	16	0.004	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
Paraliparis leptochirus	3	51	0.027	5.882	1	16	0.009	6.25	0	12	0.000	0.00	2	23		
Paristerion cataphractum	1	51	0.116	1.961	1	16	0.116	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
Phycis blennoides	50	51	555.611	98.039	16	16	130.633	100.00	11	12	99.459	91.67	23	23		

Tabla 4.11. Cont. Especies de peces, crustáceos y cefalópodos capturadas en la pesquería de gamba rosada (*A. antennatus*).

	1995-2001				1995-1996				1998-199				2000-2001			
	PRESENCIA	Nº de mues	Captura tot%	presencia	PRESENCIA	Nº de mues	Captura tot%	presencia	PRESENCIA	Nº de mues	Captura tot%	presencia	PRESENCIA	Nº de mues	Captura tot%	presencia
* CRUSTACEA (2)																
** Decapoda																
<i>Acantephyra eximia</i>	1	51	0.004	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Acantephyra pelagica</i>	5	51	0.193	9.804	3	16	0.064	18.75	0	12	0.000	0.00	2	23		
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	16	51	53.812	31.373	0	16	0.000	0.00	11	12	14.021	91.67	5	23		
<i>Aristeus antennatus</i>	51	51	2204.240	100.000	16	16	568.719	100.00	12	12	386.659	100.00	23	23		
<i>Bathynectes maravigna</i>	6	51	0.286	11.765	0	16	0.000	0.00	6	12	0.286	50.00	0	23		
<i>Dardanus arrosor</i>	9	51	0.443	17.647	0	16	0.000	0.00	4	12	0.146	33.33	5	23		
<i>Geryon longipes</i>	37	51	127.778	72.549	12	16	58.462	75.00	11	12	30.074	91.67	14	23		
<i>Gennades elegans</i>	1	51	0.045	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Inachus thoracicus</i>	1	51	0.001	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Liocarcinus depurator</i>	2	51	0.013	3.922	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	2	23		
<i>Macropipus tuberculatus</i>	7	51	3.128	13.725	1	16	0.016	6.25	3	12	2.961	25.00	3	23		
<i>Macropodia longipes</i>	1	51	0.003	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Meganctiphanes norveg</i>	1	51	0.012	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Monodaeus couchii</i>	4	51	0.044	7.843	0	16	0.000	0.00	4	12	0.044	33.33	0	23		
<i>Munida intermedia</i>	13	51	0.630	25.490	4	16	0.123	25.00	4	12	0.210	33.33	5	23		
<i>Munida iris</i>	5	51	0.114	9.804	0	16	0.000	0.00	4	12	0.103	33.33	1	23		
<i>Munida tenuimana</i>	35	51	2.519	68.627	12	16	0.379	75.00	10	12	1.682	83.33	13	23		
<i>Nephrops norvegicus</i>	21	51	32.734	41.176	4	16	16.694	25.00	10	12	7.600	83.33	7	23		
<i>Palinurus mauritanicus</i>	1	51	0.106	1.961	1	16	0.106	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
<i>Pagurus alatus</i>	35	51	6.696	68.627	11	16	0.701	68.75	9	12	1.877	75.00	15	23		
<i>Pagurus prideaux</i>	7	51	0.084	13.725	2	16	0.028	12.50	2	12	0.022	16.67	3	23		
<i>Parapenaeus longirostris</i>	6	51	20.942	11.765	0	16	0.000	0.00	3	12	4.933	25.00	3	23		
<i>Paromola cuvieri</i>	27	51	25.821	52.941	5	16	8.000	31.25	10	12	10.532	83.33	12	23		
<i>Pasiphaea multidentata</i>	39	51	28.260	76.471	11	16	0.345	68.75	12	12	18.279	100.00	16	23		
<i>Pasiphaea sivado</i>	6	51	0.408	11.765	3	16	0.038	18.75	0	12	0.000	0.00	3	23		
<i>Pisa armata</i>	1	51	0.004	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Plesionika acanthonothu</i>	22	51	10.471	43.137	9	16	0.461	56.25	4	12	8.622	33.33	9	23		
<i>Plesionika antgai</i>	1	51	0.018	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Plesionika edwardsii</i>	4	51	2.825	7.843	0	16	0.000	0.00	3	12	2.325	25.00	1	23		
<i>Plesionika gigliolii</i>	12	51	6.303	23.529	2	16	0.007	12.50	4	12	2.941	33.33	6	23		
<i>Plesionika martia</i>	40	51	63.462	78.431	12	16	0.363	75.00	11	12	47.493	91.67	17	23		
<i>Polycheles typhlops</i>	43	51	3.412	84.314	16	16	1.379	100.00	11	12	0.592	91.67	16	23		
<i>Pontocaris lacazei</i>	10	51	0.044	19.608	5	16	0.031	31.25	3	12	0.004	25.00	2	23		
<i>Processa canaliculata</i>	10	51	2.504	19.608	3	16	0.021	18.75	1	12	0.003	8.33	6	23		
<i>Processa edulis</i>	1	51	0.003	1.961	0	16	0.000	0.00	1	12	0.003	8.33	0	23		
<i>Processa novelli</i>	1	51	0.006	1.961	1	16	0.006	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
<i>Sergia robusta</i>	25	51	0.814	49.020	10	16	0.056	62.50	2	12	0.186	16.67	13	23		
<i>Sergestes articus</i>	5	51	1.018	9.804	1	16	1.000	6.25	0	12	0.000	0.00	4	23		
<i>Solenocera membranace</i>	7	51	0.057	13.725	3	16	0.011	18.75	2	12	0.027	16.67	2	23		
<i>Gambussi (Plesionika sp)</i>	42	51	349.951	82.353	12	16	113.741	75.00	12	12	82.675	100.00	18	23		
* MOLLUSCA (3)																
** Cephalopoda																
<i>Alloteuthis media</i>	1	51	0.052	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Ancistroteuthis lichenste</i>	6	51	0.286	11.765	3	16	0.186	18.75	0	12	0.000	0.00	3	23		
<i>Argonauta argo</i>	5	51	0.005	9.804	0	16	0.000	0.00	5	12	0.005	41.67	0	23		
<i>Atrollopsis pfefferi</i>	1	51	0.108	1.961	0	16	0.000	0.00	1	12	0.108	8.33	0	23		
<i>Bathypolypus sponsalis</i>	25	51	7.663	49.020	9	16	3.261	56.25	7	12	1.418	58.33	9	23		
<i>Branchioteuthis riisei</i>	3	51	0.097	5.882	3	16	0.097	18.75	0	12	0.000	0.00	0	23		
<i>Chiroteuthis veranyi</i>	5	51	0.476	9.804	4	16	0.199	25.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Ctenopteryx sicula</i>	4	51	0.368	7.843	2	16	0.094	12.50	1	12	0.190	8.33	1	23		
<i>Eledone cirrhosa</i>	5	51	4.400	9.804	1	16	0.500	6.25	3	12	0.800	25.00	1	23		
<i>Heteroteuthis dispar</i>	6	51	0.033	11.765	3	16	0.014	18.75	0	12	0.000	0.00	3	23		
<i>Histioteuthis bonnellii</i>	15	51	15.281	29.412	5	16	3.923	31.25	5	12	4.246	41.67	5	23		
<i>Histioteuthis reversa</i>	31	51	9.039	60.784	9	16	3.696	56.25	11	12	3.017	91.67	11	23		
<i>Illex coindietti</i>	4	51	13.977	7.843	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	4	23		
<i>Loligo vulgaris</i>	1	51	2.600	1.961	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	1	23		
<i>Neorossia caroli</i>	10	51	0.654	19.608	3	16	0.066	18.75	5	12	0.380	41.67	2	23		
<i>Octopus salutii</i>	2	51	0.430	3.922	0	16	0.000	0.00	1	12	0.120	8.33	1	23		
<i>Onychoteuthis banksi</i>	6	51	0.599	11.765	2	16	0.085	12.50	2	12	0.041	16.67	2	23		
<i>Opisthoteuthis spp.</i>	1	51	0.058	1.961	1	16	0.058	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
<i>Pteroctopus tetracirrhus</i>	8	51	1.918	15.686	1	16	0.413	6.25	6	12	1.388	50.00	1	23		
<i>Todarodes sagittatus</i>	34	51	71.136	66.667	11	16	26.398	68.75	12	12	28.693	100.00	11	23		
<i>Scaergus unicirrhus</i>	1	51	0.075	1.961	1	16	0.075	6.25	0	12	0.000	0.00	0	23		
<i>Seipretia oweniana</i>	3	51	0.208	5.882	0	16	0.000	0.00	0	12	0.000	0.00	3	23		

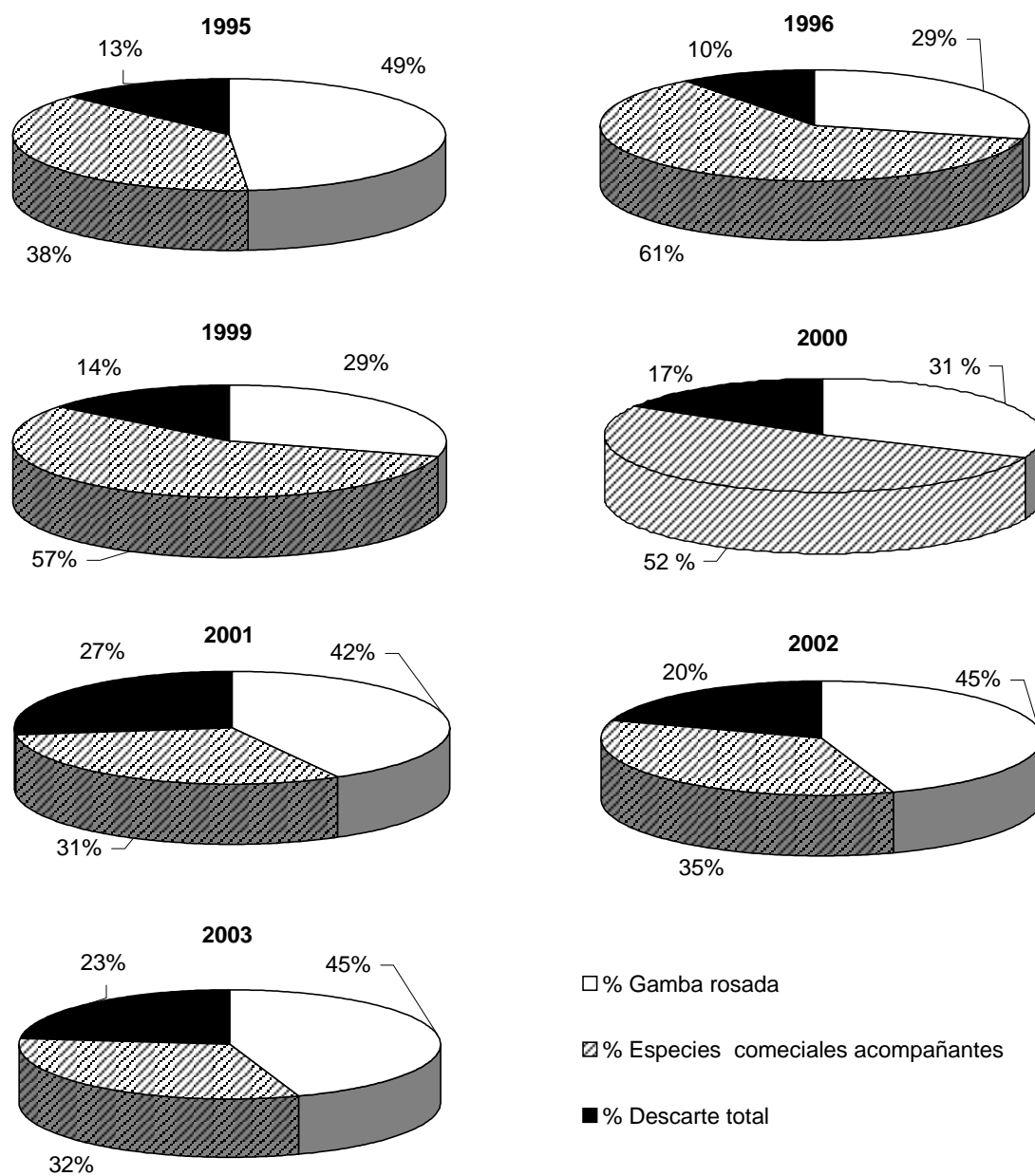


Figura 4.16. Evolución de la composición de la captura de la pesquería de gamba rosada (*A. antennatus*), especies acompañantes comerciales y descarte en porcentaje entre 1995-2003.

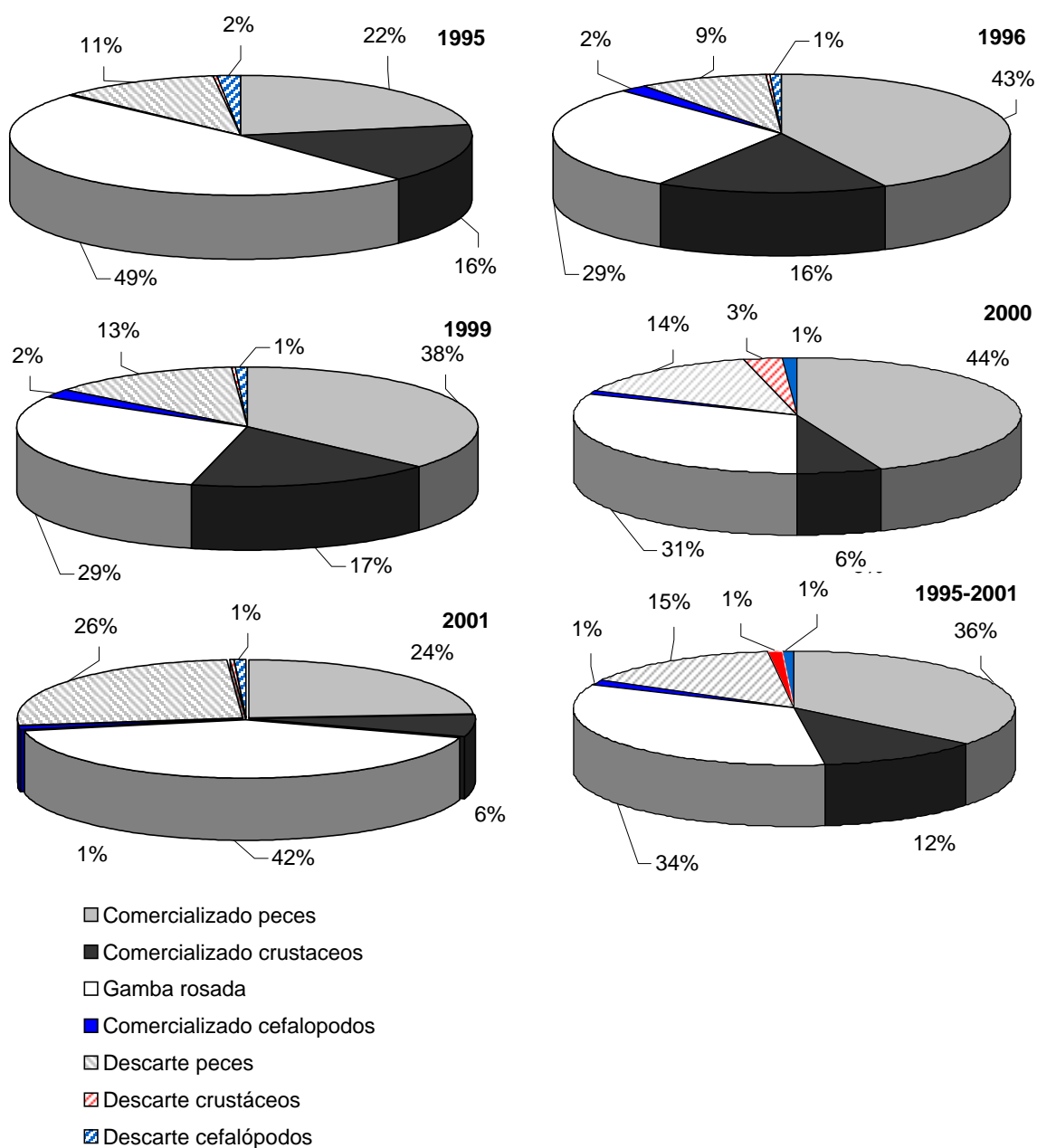


Figura 4.17. Composición de la captura de la pesquería de gamba rosada (*A. antennatus*) por grupos taxonómicos: peces, crustáceos y cefalópodos en Mallorca. 1995-2003.

4.4. Valoración económica

Si bien la gestión por parte de la administración de las pesquerías se realiza básicamente mediante medidas técnicas de limitación del esfuerzo (esfuerzo, mallas, tamaño mínimo permitido), la actividad pesquera se autoregula en base a consideraciones económicas (Franquesa, 1996). Por tanto, también es necesario conocer la pesquería desde el punto de vista económico (Lleonart *et al.* 2003). El primer paso para tener este conocimiento es la valoración económica de la pesquería, y en este caso concreto de la pesquería de la gamba rosada. En el presente apartado se valora la importancia económica de la gamba rosada en el contexto de la pesquería demersal en la zona de estudio.

4.4.1. Material y métodos

La información correspondió a la aportada por las cofradías y las lonjas de los puertos de Mallorca, de capturas comerciales por embarcación e ingresos por especie durante seis años entre 1992 y 1997, y a la obtenida de hojas de venta diaria de toda la flota comercial de arrastre de Mallorca en el estudio de la pesquería durante un año (Nov 1998-Oct 1999).

Se estimó la proporción de ingresos económicos que correspondió a la gamba rosada por puertos para todos los de la Isla de Mallorca. Paralelamente se estimaron las ganancias globales de las modalidades de pesca de arrastre, cerco y trasmallo. Con toda la información se estimó la contribución de la gamba rosada en peso y en valor económico en relación al resto de modalidades de pesca y de las principales especies objetivo de la pesquería de arrastre, que son: la gamba rosada, merluza y salmonete.

A partir de las hojas de venta diaria se estimaron los ingresos totales mensuales debidas a la gamba rosada por categoría comercial y el porcentaje de ingresos correspondientes.

4.4.2. Resultados

La gamba rosada representó en promedio entre el 4% y el 8% de los desembarcos totales de la Isla de Mallorca (Tabla 4.12). Sin embargo su valor económico alcanzó el 30% y hasta el 60%, si sólo consideramos las especies objetivo típicas del arrastre, merluza (*Merluccius merluccius*), salmonete de roca (*Mullus surmuletus*) y bacaladilla (*Micromesistius poutassou*). Es el primer crustáceo en volumen desembarcado.

Los ingresos mensuales para toda Mallorca de la gamba rosada por mes fluctuaron entre 307 mil Euros en Octubre (1998) y 42 mil en Enero (1999). Estacionalmente, los meses de enero y febrero correspondieron tanto a capturas como a ganancias inferiores. En estos meses un menor número de embarcaciones se suele dirigir a la pesquería. También fue frecuente que las embarcaciones realizasen varadas y acondicionamientos en estos dos primeros meses del año. Por categorías, la captura de la categoría grande (>35 mm CL) representó en promedio el 31%, mientras que el 69% restante correspondió a la categoría pequeña (15-35 mm CL). En valor económico representaron el 57% y el 43% del valor económico total respectivamente. Los ingresos y las capturas aumentaron progresivamente desde principios de invierno hasta el otoño (Figura 4.18). El precio medio mensual fluctuó alrededor de su valor medio con una ligera tendencia a aumentar desde la primavera hasta finales de otoño para la categoría grande, y fue más estable para la categoría pequeña (Figura 4.19).

Tabla 4.12. Porcentaje de la captura de gamba rosada (*A. antennatus*) en kilos y en precio con relación a los desembarcos totales de Mallorca del conjunto de modalidades de pesca (arrastre, trasmallo y cerco) y en relación a las especies objetivo del arrastre (gamba rosada, salmonete de roca, merluza, y bacaladilla). GR = Gamba rosada; € = valor; esp. Obj. = especies objetivo.

Año	%Kg GR/Tot.	%Kg GR/esp. Obj.	%€ GR/Tot.	%€ GR/esp. Obj.
1992	8	35	26	61
1993	5	36	15	65
1994	7	36	32	66
1995	6	31	27	66
1996	8	36	27	55
1997	4	31	23	65

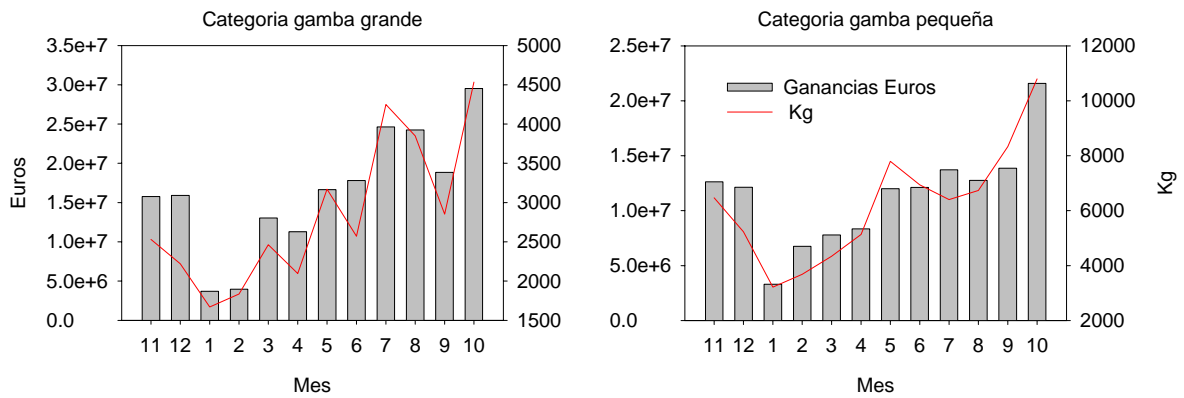


Figura 4.18. Valor mensual en Euros y Kg captura de gamba rosada (*A. antennatus*) por categoría comercial en Mallorca (todos los puertos) Nov. 1998-Oct. 1999.

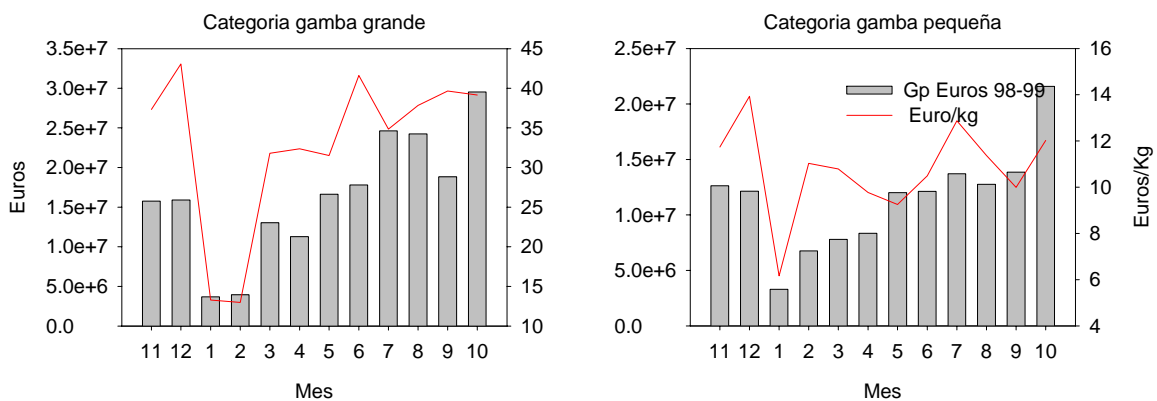


Figura 4.19. Valor mensual en Euros y valor medio por Kg de la captura de gamba rosada (*A. antennatus*) por categoría comercial en Mallorca (todos los puertos) Nov. 1998-Oct. 1999.

4.5. Análisis de las fluctuaciones naturales*

Entre los factores que generalmente afectan a una pesquería se encuentran las condiciones ambientales que producen fluctuaciones en los ecosistemas, que se expresan como alteraciones de la abundancia relativa de diferentes especies y en cambios de distribución geográfica (Mountain y Murawski, 1992; Sunderrmeyer *et al.*, 2005). Desde el punto de vista estadístico y para la modelización, la información de la pesquería comercial de desembarcos y de capturas por unidad de esfuerzo, como índices robustos de abundancia, complementa la información obtenida por los modelos dinámicos y por las campañas de prospección. Proporciona además, una mayor cobertura tanto espacial como temporal, y contribuye a reducir la incertidumbre de la información más puntual.

Recientes estudios basados en series de tiempo presentan buenos ejemplos de la relación entre la abundancia y las variables ambientales. Así, para la especie de crustáceo *Nephrops*, en las pesquerías del Atlántico Nororiental, se detectaron tendencias decrecientes en las capturas por unidad de esfuerzo, que en todos los casos estuvieron relacionadas con cambios de la temperatura y salinidad (Zuur *et al.*, 2003; ICES, 1999, 2001). Fluctuaciones históricas de las capturas de bacalao en el Atlántico Nororiental (Oejestad, 1994) se han relacionado con fluctuaciones del tamaño de las poblaciones, debidas a fallos del reclutamiento durante periodos en que disminuyeron las capturas de arenque, una de las principales presas del bacalao (Oejestad, 1994), que a su vez, se

relacionaron con la disminución de la productividad en las zonas de alimentación del arenque, debidas a aumentos de temperatura media en el mar (Mountain, 2002). En la pesquería demersal del Mediterráneo, también se han descrito fluctuaciones y periodicidad de las capturas de especies demersales como la gamba rosada (*A. antennatus*), cigala (*N. norvegicus*), pulpo (*O. vulgaris*) y merluza (*M. merluccius*) (Tobar y Sardà 1987, Quetglas *et al.*, 1998). Se han realizado estudios en el área del Mar Catalan que analizan las fluctuaciones de las capturas en relación a variables ambientales, tales como la intensidad de los vientos y la descargas de los ríos, ambas estrechamente relacionadas con variables climáticas, como la Oscilación Nord-Atlántica (NAO), tanto en recursos demersales (Lloret *et al.*, 2001) como en pelágicos (Lloret *et al.*, 2004).

En el presente estudio se analizan las fluctuaciones de la serie histórica de capturas desembarcadas de gamba rosada (Carbonell *et al.*, 1999), y se realiza un análisis exploratorio de la relación entre la variabilidad estacional e interanual, y su asociación con variables climáticas, como la temperatura del aire y los índices NAO y MOI (Índice de Oscilación Mediterráneo). La relación entre procesos en aguas superficiales y aguas profundas es más difícil de establecer, aunque dichas relaciones también han sido observadas incluso en especies que habitan fondos superiores a los 1000 m. (Gooday y Turley, 1990; Tyler *et al.*, 1994).

* Carbonell A, M Carbonell, S Monserrat, A Grau, M Demestre. 1999. The red shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) fishery and biology in the Balearic Islands, Western Mediterranean. *Fishery Research*, 44, 1-13.

4.5.1. Material y métodos

Datos

La serie de datos de captura desembarcada anual corresponde a las capturas de gamba rosada de Mallorca entre 1948 y 2003. La serie de capturas mensuales corresponde a las capturas del puerto de Palma y del conjunto de la Isla, desde octubre 1964 hasta diciembre del 2003. Las variables climáticas empleadas fueron: el índice NAO (Winter Nord-Atlantic Oscillation Index) definido como la diferencia entre la presión en las Islas Azores e Islandia. El índice NAO empleado correspondió a los valores promedio anual de invierno, desde 1965 hasta el 2003 (40 registros anuales). El índice MOI (Mediterranean Oscillation Index) que es un índice definido en el proyecto ERA-40 (ECMWF "European Central Weather Forecasts") que por cuadrículas de 25 Km y cada 6 horas dispone de datos (tomados a las 12:00 en tres días del mes) de: (i) T1000 (temperatura superficial del aire) en 5 puntos (N, S, C, E y W) de Europa; (ii) H925-WE o altura geo-potencial (mapa de isóbaras), a una cierta altura para evitar la influencia de la orografía (+ flujos E; - flujos W); (iii) H925-NS (+ N, -S). El índice empleado MOI correspondió a valores medios anuales entre 1965 y 1997 (33 registros). Además se empleo la temperatura media anual del aire, desde 1979 hasta el 2003 (27 registros anuales) en el puerto de Palma.

Mensualmente los índices empleados fueron: el índice NAO desde enero de 1965 hasta diciembre del 2003, el índice MOI, desde enero de 1965 hasta diciembre de 1997 y la temperatura del aire superficial desde marzo del 1978 hasta diciembre del 2003. La temperatura superficial del aire, obtenida en la estación meteorológica de Porto Pi (Palma), fue proporcionada por el Instituto Meteorológico de Baleares. El índice

NAO de invierno fue obtenido de la web: <http://www.met.rdg.ac.uk/cag/NAO/>. El índice MOI fue proporcionado por el Dr. Martín Vide del departamento de Geografía Física de la Universidad de Barcelona. Tanto las series de capturas como de variables ambientales anuales fueron suavizadas utilizando una media móvil de 3 años. Las series de capturas fueron también log transformadas para normalizar la serie.

En primer lugar se describen las series de tiempo climáticas básicamente en dos componentes: el estacional y la tendencia a lo largo de la serie. En segundo lugar se realizó un análisis exploratorio de la relación entre los desembarcos y las variables ambientales anuales seleccionadas mediante análisis de regresión simple. Como se sabe la medias móviles aumentan la autocorrelación, una manera de estimar la autocorrelación es calcular el número efectivo de datos independientes N^* . Un ajuste del número de grados de libertad (N^*-2) fue empleado para probar la significación de la coeficientes de correlación, entre las capturas y los parámetros ambientales de las series de tiempo.

Siguiendo a Pyper y Peterman (1998) para una serie de tiempo de N puntos N^* viene dado por la siguiente ecuación:

$$\frac{1}{N^*} = \frac{1}{N} + \frac{2}{N} \sum_{j=1}^{N/5} r_{xx}(j)r_{yy}(j)$$

Donde N es el número de pares de datos, y $r_{xx}(j)$ y $r_{yy}(j)$ es la autocorrelación con el desfase j de las dos series que son correlacionadas.

$$r_{xx}(j) = \frac{N}{N-j} \times \frac{\sum_{t=1}^{N-j} (X_t - \bar{X})(X_{t+j} - \bar{X})}{\sum_{t=1}^N (X_t - \bar{X})^2}$$

La significación del nivel de los coeficientes de correlación entre las capturas

anuales y los parámetros ambientales fue evaluada, mediante el nivel de significación P y P^* , donde P^* es el nivel de significación para N^* . Se aceptó sólo como válidas aquellas correlaciones con $P^* < 0.05$, por lo que se calculó únicamente la relación entre las variables captura total anual y el índice NAO mediante un análisis de regresión simple. Utilizamos este enfoque en lugar de los modelos de función de transferencia (Box y Jenkins, 1976) porque la serie de tiempo empleada es todavía muy corta y no se encuentra en el límite de datos necesarios para los análisis de series de tiempo mediante estas funciones.

Fluctuaciones

Para analizar la periodicidad interanual y estacional se utilizaron dos técnicas: la primera basada en la función sinusoidal que mejor se ajustaba a los datos de capturas mensuales mediante técnicas de mínimos cuadrados. La función fijada tuvo la siguiente forma:

$$y = \bar{x} + A \cos(\omega t) + B \sin(\omega t)$$

Donde ω es la frecuencia de las series buscada para x el promedio de los datos de captura, y A y B fueron obtenidos a partir de los datos de la siguiente manera:

$$A = \frac{2}{n} \sum_{n=1}^t (x_t - \bar{x}) \cos(\omega t)$$

$$B = \frac{2}{n} \sum_{n=1}^t (x_t - \bar{x}) \sin(\omega t)$$

La segunda técnica consistió en el análisis espectral de la serie de capturas anual y mensual, mediante el cálculo de la transformación de Fourier de las series. El espectro así obtenido indicó la importancia relativa de cada frecuencia de oscilación en la serie temporal. Los máximos en el espectro indican la existencia de frecuencias

más energéticas y su importancia viene determinada por la altura relativa del correspondiente máximo.

Variabilidad hidrográfica

Condiciones en la cuenca Balear y alrededor de las islas Baleares: las características permanentes de la circulación en el Mediterráneo fueron definidas por Lacombe y Tchernia (1972) y posteriormente las de la cuenca Occidental por Millot (1987), mientras que las del Mar Balear fueron descritas por Font *et al.* (1988) y Pinot *et al.* (2002) estableciéndose las siguientes masas de agua: 1) El agua superficial Nord Atlántica que entra por Gibraltar con estos valores, $15 < T < 17^\circ\text{C}$, $36.15 < S < 36.50$, la cual se va modificando (Modified Atlantic Water, MAW), en su progreso hacia el este por mezcla con las aguas superficiales residentes. 2) El agua intermedia de invierno del Mediterráneo Occidental (Winter Intermediate Water, WIW), formada estacionalmente en invierno, $12.5 < T < 13.0^\circ\text{C}$ y $38.1 < S < 38.3$, en procesos similares a los que dan lugar a la formación del agua profunda pero sin alcanzar la densidad de esta y por lo tanto, confinada a niveles intermedios entre el agua superficial y el agua levantina intermedia, representa cuando esta presente, un mínimo absoluto de temperatura en la columna. 3) Por debajo de la anterior, encontramos otra agua intermedia que ocupa una amplia capa desde los 300 a los 800 metros y que se denomina agua levantina intermedia (Levantine Intermediate Water, LIW), puesto que su origen es el Mediterráneo Oriental y que se propaga hacia el oeste a partir del estrecho de Sicilia con valores de, $14 < T < 15^\circ\text{C}$ y $38.7 < S < 38.8$, que gradualmente se transforman por mezcla con aguas adyacentes. Este agua muestra un máximo absoluto de salinidad. Y 4) finalmente por debajo de las aguas intermedias y hasta el fondo encontramos el

agua profunda del Mediterráneo Occidental (Western Mediterranean Deep Water, WMDW) producida durante los procesos convectivos de invierno en el golfo de León, con valores de $12.75 < T < 12.90^{\circ}\text{C}$ y $38.40 < S < 38.48$. La cuenca Balear es considerada una cuenca de transición donde las aguas residentes del norte (Golfo de León, Mar Ligur) se encuentran con las capas superficiales más cálidas y menos salinas de reciente origen Atlántico provenientes de la Cuenca Argelina. La topografía ejerce una fuerte influencia sobre la circulación. Las Islas Baleares representan una barrera física, limitando los intercambios con la zona meridional. Dos canales, el de Ibiza entre la península y la isla de Ibiza de 800 m de profundidad y 80 Km de amplitud y el de Mallorca, entre esta isla y la Isla de Ibiza, de 700 m de profundidad y 70 Km de anchura, son los principales pasajes para el intercambio de las masas de agua. La relación entre las condiciones hidrográficas y la población de gamba rosada en Baleares se ha analizado a la luz de los estudios más recientes realizados por López-Jurado *et al.*, 2001 y Pinot *et al.*, 2002 en la zona entre los años 1996 y 1999.

4.5.2. Resultados: Variabilidad Inter-anual y estacionalidad

Relaciones entre series históricas de capturas y variables ambientales

La serie mensual estabilizada de capturas totales anuales desde 1965 hasta el año 2003 de gamba rosada en Mallorca y la series mensuales de NAO (North Atlantic Oscillation Index) entre 1965 y 2003; MOI (Mediterranean Oscillation Index) entre 1965-1997; y de Temperatura del aire (T° superficial del aire de la estación meteorológica de Porto Pi) entre 1979 y 2003

(Figura 4.20, 4.21, 4.22, 4.23) presentaron variaciones estacionales e interanuales importantes. En general se dio una relación inversa entre las capturas y los índices climáticos. Así cuando los índices climáticos presentaron mayor frecuencia de anomalías positivas y más elevadas se dieron periodos de capturas más bajas. Las capturas fluctuaron a lo largo de la serie entre 16 y 464 t, con valores más altos entre 1964 y 1970, en promedio para este periodo fueron de 250 t, un nuevo periodo de capturas elevadas se dio entre 1978 y 1987, en torno a 290 t en promedio y el último periodo de capturas elevadas correspondió al máximo observado entre 1990 y 1992 con un valor promedio de 350 t. Las capturas cayeron entre 1971 y 1977 (221 t) y entre 1988 y 1990 (210 t) y para el último periodo entre 1993 y 2003 (129 t). La serie NAO fluctuó entre -4.89 y 5.08 . Periodos con valores negativos más elevados se dieron entre 1962 y 1970; entre 1977 y 1979 y entre 1996 y 1997. El índice MOI entre 1965 y 1997 fluctuó entre 123.17 y -114.86 . Periodos con valores negativos elevados se dieron entre 1965 y 1970, entre 1979 y 1987 y por último entre 1993 y 1997. El mejor coeficiente de determinación se obtuvo para una correlación entre las capturas anuales y los índices NAO y MOI con un desfase de 8 años, y fue una correlación negativa. La mejor correlación se obtuvo para el índice NAO ($R^2 = -0.5105$, $P < 0.01$, $P^* < 0.05$). El modelo de regresión indica que existe una moderada relación entre las variables capturas y NAO, explicando dicha relación el 26.06% de la variación de la captura (Figura 4.24). Estacionalmente los valores máximos de captura coinciden con las anomalías más positivas y elevadas del índice NAO y MOI que tienen lugar en primavera y verano.

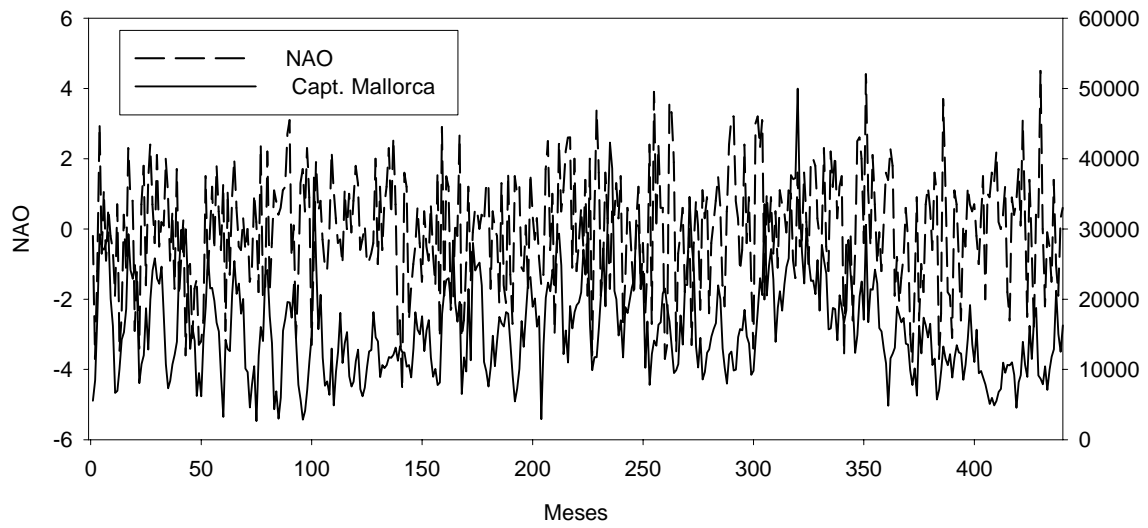


Figura 4.20. Serie mensual de captura desembarcada en Kg de gamba rosada (*A. antennatus*) y del índice climático NAO (North Atlantic Oscillation index) desde 1965 hasta el año 2003.

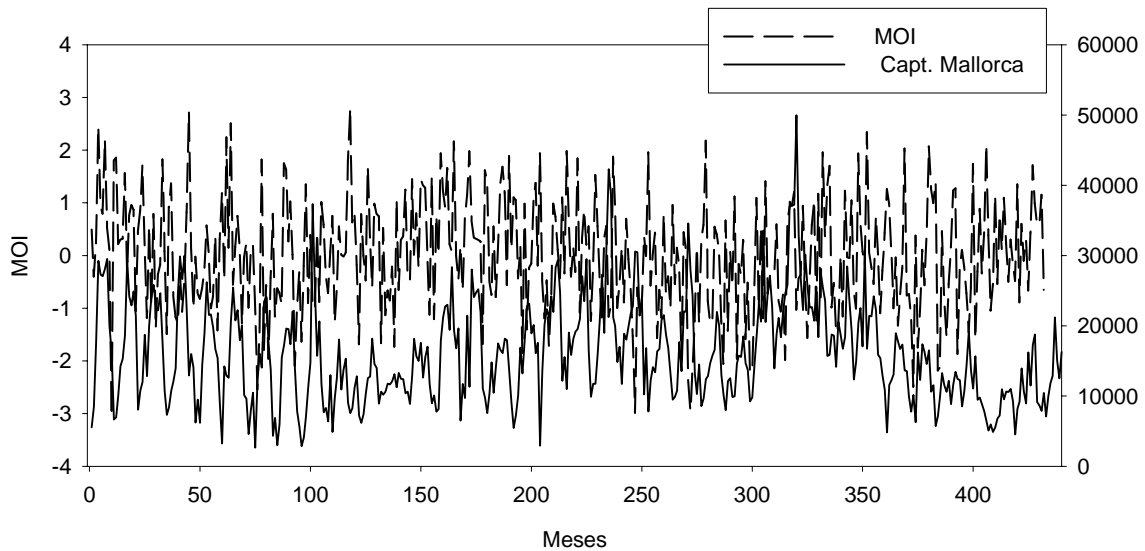


Figura 4.21. Serie mensual de captura desembarcada en Kg de gamba rosada (*A. antennatus*) y del índice climático MOI (Mediterranean Oscillation Index) desde 1965 hasta el año 1997.

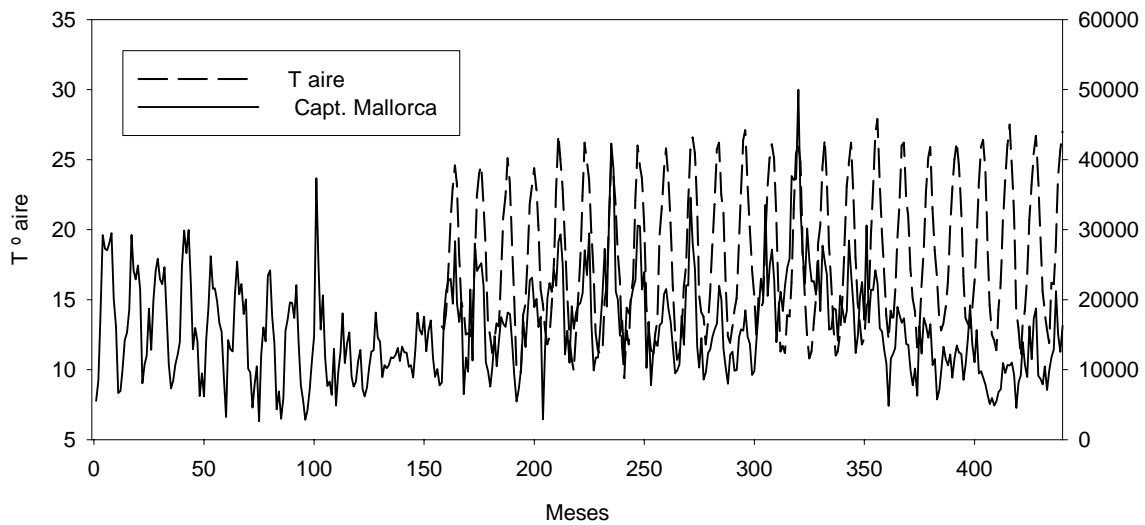


Figura 4.22. Serie mensual de captura desembarcada en Kg de gamba rosada (*A. antennatus*) y la T° del aire promedio anual desde 1979 hasta el año 2003.

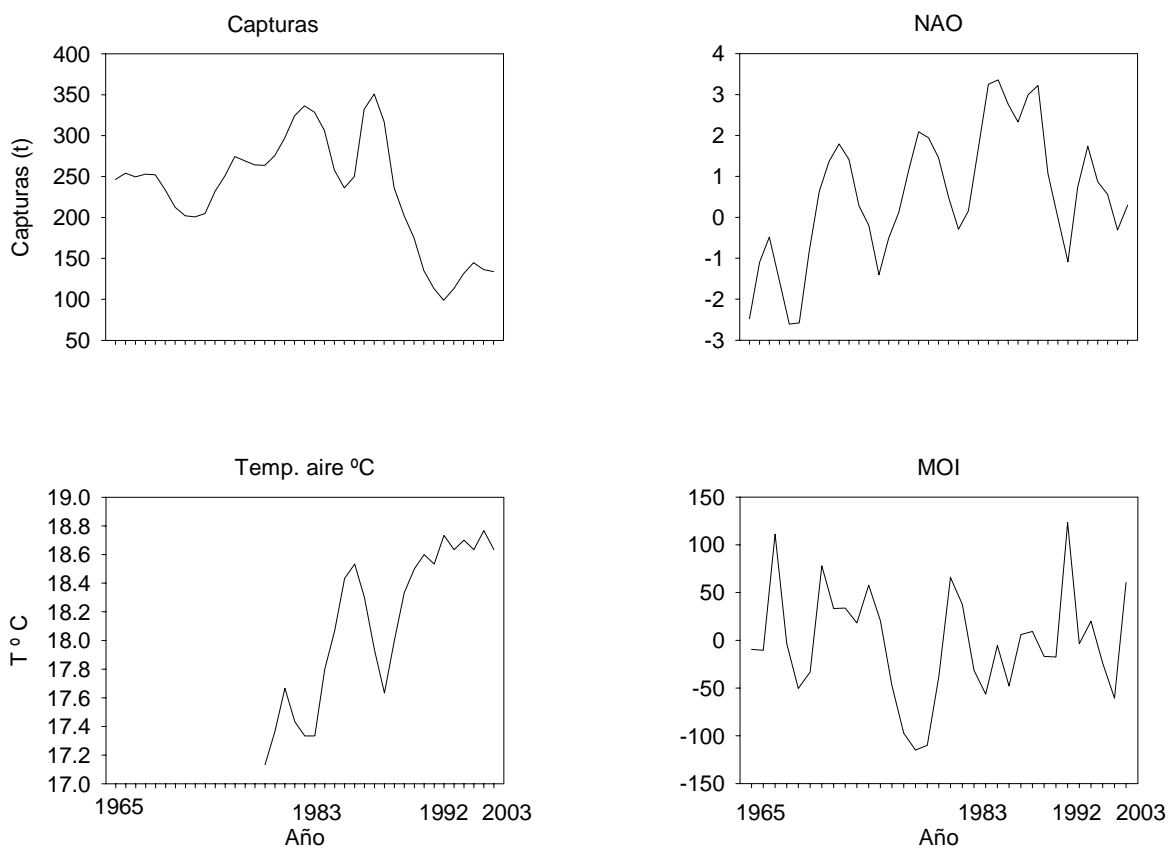


Figura 4.23. Series anuales de captura desembarcada en t de gamba rosada (*A. antennatus*) e índices NAO, MOI y T° del aire promedio anual desde 1965 ó 1979 hasta el año 2003.

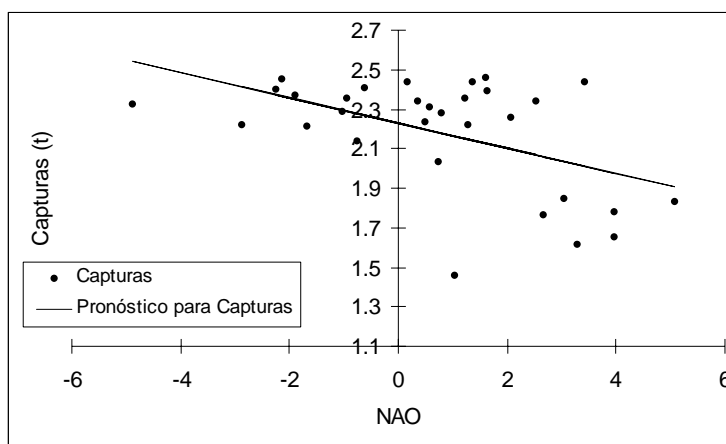


Figura 4.24. Relación entre la captura anual de gamba rosada (*A. antennatus*) y el índice NAO desde 1965 hasta el año 2003.

Fluctuaciones

La serie histórica de desembarcos desde 1948 hasta el año 2003 presentó globalmente una tendencia creciente continuada que se estimó mediante un ajuste lineal en 1512 kg/año, representando un aumento del 1.4% de la captura anualmente. Sin embargo, este incremento no fue constante y se ha invertido en los últimos 10 años de la serie (Figura 4.25). Fluctuaciones interanuales superpuestas a la tendencia lineal se evidenciaron al analizar la variabilidad mediante técnicas espectrales para su caracterización (Figura 4.26).

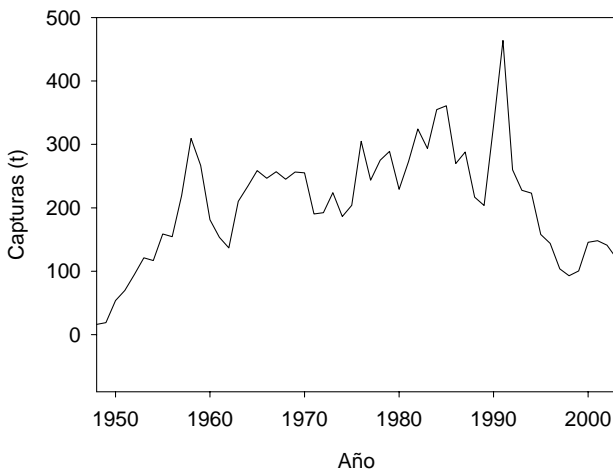


Figura 4.25. Desembarcos anuales desde el inicio de la pesquería de gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca, desde 1948 hasta el año 2003.

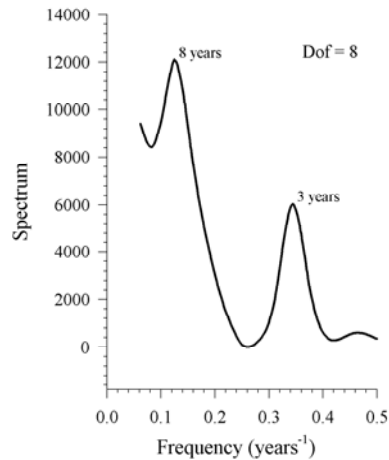


Figura 4.26. Espectro de la serie anual de tiempo de los desembarcos de gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca.

La serie de desembarcos mensuales ajustada a una función sinusoidal (Figura 4.27) por mínimos cuadrados correspondió al periodo de fluctuación de 105 meses (8.7 años). El análisis del espectro de la serie de capturas mensuales mediante el análisis de Fourier mostró una clara señal de fluctuación de 12 meses y 6 meses ambas relacionadas con el ciclo biológico de la especie, y con la estacionalidad de las abundancias (Figura 4.28). Un máximo menor de 3 años se detectó en dicha serie que podría relacionarse con la fuerza de la clase anual de los machos, que tienen una longevidad reducida entre 3 y 5 años.

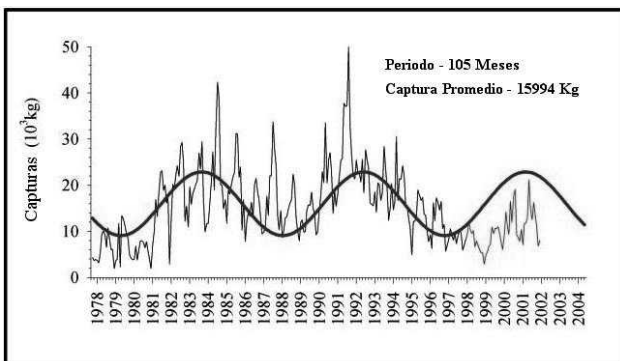


Figura 4.27. Desembarcos mensuales desde octubre de 1978 de la pesquería de gamba rosada (*A. antennatus*).

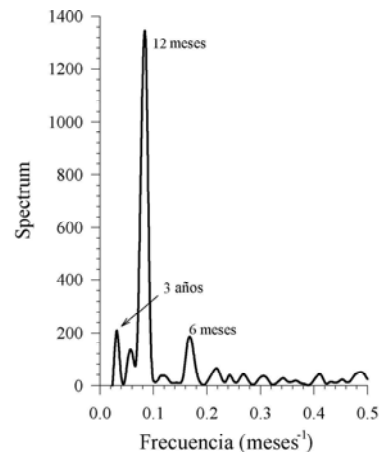


Figura 4.28. Espectro de las series de tiempo mensual de los desembarcos de gamba rosada, (*A. antennatus*) en Mallorca.

Variabilidad hidrográfica

En primer lugar, la situación geográfica estacional de las pescas seguidas a lo largo del periodo analizado (Figura 4.29) y el modelo estacional de circulación hidrográfica alrededor de las islas, parecen estar relacionados (Figura 4.30). La variabilidad estacional hidrográfica parece estar controlada por la intensidad de la corriente septentrional que fluye hacia el sur a lo largo del talud continental hacia el canal de Ibiza, (Pinot *et al.*, 2002), que debido al forzamiento de viento de componente norte, es más intensa en invierno (García Ladona, *et al.*, 1996). En primavera se reduce esta intensidad y se puede producir una división de esta corriente, circulando una parte a través de los canales y otra en dirección nordeste por el talud occidental de las islas (reforzando la Corriente Balear). En otoño se produce un nuevo reforzamiento de esta corriente hacia el sur.

Durante primavera y verano se pueden producir condiciones de estancamiento al norte del canal de Ibiza, que están relacionadas con la presencia de agua intermedia de invierno (WIW), que provocan la desviación de la corriente septentrional, hacia el canal de Mallorca y hacia la corriente Balear (caladero de Sóller), afectando a las aguas superficiales e intermedias. Otras condiciones de estancamiento también pueden ser producidas por la presencia de grandes giros situados al sur de Ibiza y Formentera que provocarían que las aguas superficiales Atlánticas, que normalmente progresan hacia los canales de Ibiza y de Mallorca, se desvíen hacia Cabrera (sur de Mallorca) y hacia Menorca.

La capa de agua en la que fundamentalmente vive la gamba rosada corresponde al agua Levantina intermedia

(LIW). El debilitamiento de la Corriente Septentrional hacia el sur en primavera-verano (Pinot y Ganachaud, 1999; Pinot *et al.*, 1999; López-Jurado *et al.*, 2001), y el reforzamiento de los valores de salinidad y temperatura de la LIW durante el periodo estival en la vertiente norte de las islas, coinciden con el cambio de localización geográfica de la flota que se traslada desde la zona de Cabrera hacia el talud occidental, área de Sóller.

En esta época, tiene lugar la reproducción de la especie y se dan las mayores concentraciones de individuos de tallas superiores a 40 mm, en el talud occidental de la Isla de Mallorca. Estas concentraciones de gamba rosada en verano parecen indicar la preferencia de los reproductores por la LIW. Desarrollándose la pesquería en un rango de profundidades más estrecho y a mayor profundidad, entre 600 y 750 m, en la zona intermedia entre la LIW y el agua profunda (DW).

El comportamiento de la gamba rosada con concentración de reproductores en el talud occidental en el caladero de Sóller a las profundidades en que se da la LIW y la disminución simultánea de los rendimientos en la zona del sur de Mallorca es un indicio de que la masas de agua y las corrientes juegan un papel importante en la distribución y dinámica de la gamba rosada.

La hidrodinámica en el área de los canales baleares presenta una gran variabilidad interanual, tal como indica Pinot *et al.* (2002), utilizando la información disponible de campañas hidrográficas, correntímetros fondeados en los canales de Ibiza y Mallorca, durante 1996-1998. La evidencia más clara de esta variabilidad interanual de la circulación de las masas de agua en los canales de Baleares parece estar relacionada con la presencia o

ausencia y características termales de la WIW por los canales.

La ausencia de WIW, junto con el aumento de espesor y presencia a menor profundidad de la LIW, presentando valores de salinidad y temperatura más elevados que los habituales, fue observada durante 1997 y 1998 (Pinot *et al.*, 2002; López-Jurado *et al.*, 2001). Paralelamente al conocimiento de la dinámica de las masas de agua, se estimaron los reclutamientos de la gamba rosada (Capítulo 5), siendo los más elevados

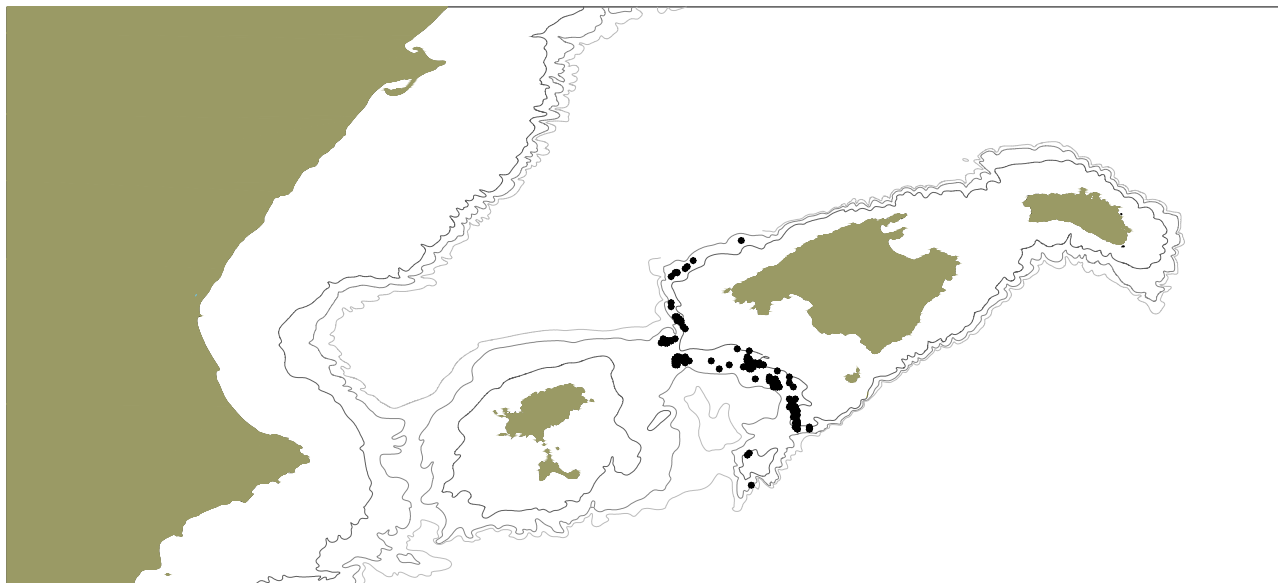
en los años siguientes a estos máximos de LIW, lo que relacionaría el éxito reproductivo con dichas condiciones hidrográficas. Por otra parte, en los años máximos de LIW se dieron las capturas anuales de gamba rosada más bajas de todo el periodo estudiado. Esta disminución de las capturas asociada a valores extremos de temperatura y salinidad del LIW, podría a su vez, estar relacionado con la búsqueda del hábitat adecuado de la especie, provocando una migración de las poblaciones en este periodo.



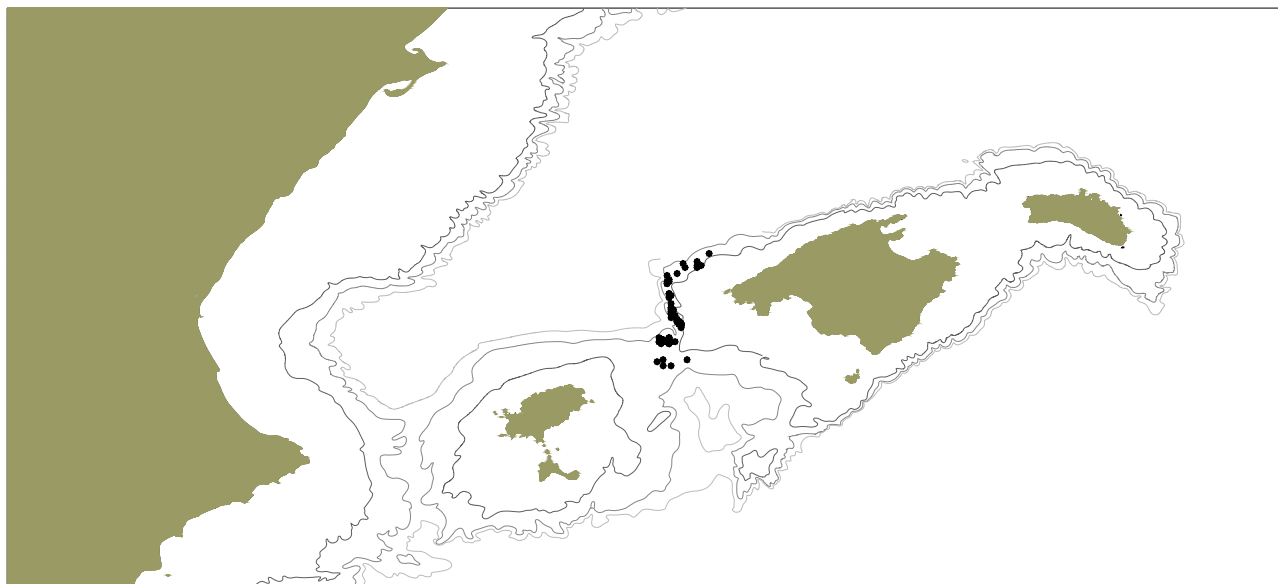
Otoño



Invierno



Primavera



Verano

Figura 4.29. Distribución espacial estacional de la flota gamera en la zona de estudio.

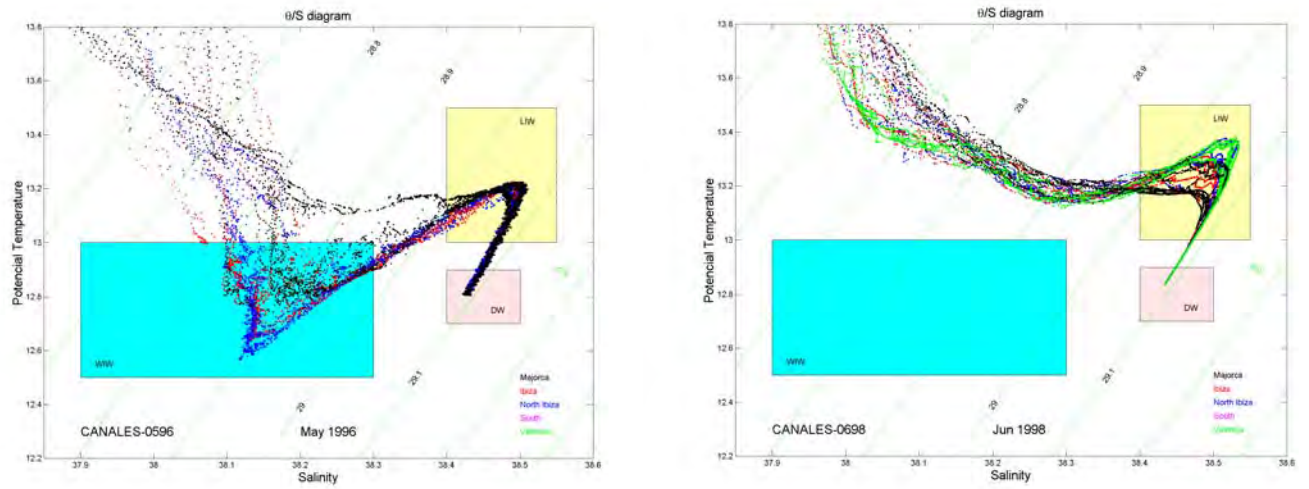


Figura 4.30. Ejemplo de dos situaciones hidrográficas diferentes en la Cuenca Balear en Primavera (Mayo 1996 y Junio 1998). Gráficos cedidos por J.L. López-Jurado.

4.6. Discusión

La pesquería demersal del talud en el Mediterráneo se dirige claramente a la especie objetivo de la gamba rosada. Las capturas de la especie objetivo superan ampliamente el 20% del total capturado por lance o pesca, valor mínimo que es considerado para establecer una especie objetivo. La comparación de las características técnicas de la flota gamera de Baleares (Mallorca y Menorca), con otras flotas gamberas dirigidas a esta pesquería en el Mediterráneo más próximo, como en el Golfo de Alicante y Cataluña (García-Rodríguez, 2003a; Maynou *et al.*, 2003), son ligeramente inferiores en potencia. Por otra parte, las flotas gamberas de Baleares y de la Península corresponden a flotas con características técnicas homogéneas entre ellas, el hábitat y las profundidades a las que pescan es el mismo. Las fluctuaciones de las capturas dependen de la abundancia y de la demanda del mercado, que es en todas las zonas similar, con demandas más importantes en verano (por el turismo) y en otoño (en Navidad). La comparación de los rendimientos en Kg/h por puerto en Baleares y en la Península, puso de manifiesto que los rendimientos más bajos se dieron en los puertos con flotas más numerosas y con potencias superiores y que los puertos en los que se obtuvieron mejores rendimientos y mejor relación entre el rendimiento y la potencia, correspondieron a flotas pequeñas (4 embarcaciones) con potencias por embarcación más bajas. Estos resultados sugieren que se da un efecto de la flota sobre el recurso que afecta a los rendimientos, disminuyendo la abundancia del recurso globalmente en las zonas más explotadas.

La estandarización de los datos de CPUES como índices de abundancia mediante un modelo lineal generalizado que

represente los cambios en la abundancia ha sido fundamentalmente empleado en pesquerías que son explotadas por diferentes flotas con características técnicas diferentes o con cambios en su eficiencia en el tiempo (Vigneaux, M. 1996; Soto *et al.*, 2001). La pesquería de gamba rosada en Mallorca es, como ya hemos indicado, una pesquería explotada por una flota que se ha mantenido bastante estable a lo largo del tiempo, con características técnicas similares y su estandarización ha permitido el empleo de los índices de CPUE como índices de abundancia, teniendo en cuenta los cambios en el tiempo. Los datos empleados para la estandarización de las CPUEs corresponden a datos obtenidos *in situ* en las embarcaciones. Es una información precisa de la captura obtenida por la embarcación, eliminando incertidumbre por diferencias entre las capturas registradas y las capturas realmente obtenidas.

El modelo lineal GLM aplicado ha sido un modelo multiplicativo que ha explicado el 55% de la desviación empleando las variables año, mes, caladero y barco. Los resultados mostraron que la variabilidad en las CPUE es debida principalmente a la variación interanual y estacional del recurso. Los rendimientos estacionales fueron mejores siempre en invierno y primavera y disminuyeron progresivamente en verano y otoño. Las características de potencia de la embarcación tienen una influencia limitada, aunque también contribuyen a la variabilidad de las CPUEs. Los resultados obtenidos en relación a la variable GT sugieren que los barcos más grandes y de mayor potencia no obtienen los mejores rendimientos de GT. Factores como la especialización en la pesquería y la experiencia del patrón pueden tener un peso mayor en la obtención de mejores rendimientos. Resultados similares se obtuvieron en la pesquería de gamba rosada en Cataluña (Maynou *et al.*, 2003). Las embarcaciones que se dirigen

regularmente a esta pesquería estarían claramente en ventaja en relación a embarcaciones de mayor poder de pesca o más polivalentes, que se dirigieran sólo en determinados momentos a la pesquería de gamba rosada, como se puso de manifiesto en el análisis de rendimientos, y rendimiento por poder de pesca por puertos. Las CPUEs estimadas, considerando horas efectivas de pesca proporcionaron valores que se pueden considerar más ajustados a la abundancia, al eliminar la variabilidad debida a factores tales como la diferente duración de las pescas.

El patrón de abundancias mostrado por el GLM aplicado a la pesquería de gamba rosada es consistente y similar al observado en las zonas de Cataluña (Maynou *et al.*, 2003) y el Golfo de Alicante (García-Rodríguez, 2003) para la misma pesquería. Los rendimientos obtenidos en las diferentes zonas del Mediterráneo han sido similares. La abundancia anual fue superior entre 1992 y 1994, y bajó hasta alcanzar un valor mínimo entre 1995 y 1998, observándose una recuperación de la abundancia a partir de 1999. Estacionalmente en invierno y primavera la abundancia fue superior en todas las zonas. Ello indicaría que la especie presenta un patrón de variabilidad único para una zona más amplia que incluye el Mediterráneo Nordoccidental. En conclusión las CPUEs de la flota gamera reflejan la abundancia del recurso en el mar y las variaciones corresponden a variaciones de la abundancia interanuales fundamentalmente y a la influencia de factores estacionales y espaciales y en menor medida a las características técnicas de las embarcaciones.

Fluctuaciones a largo plazo de altas y bajas presiones atmosféricas y sus frentes asociados se han relacionado con periodos secos y húmedos en el hemisferio norte

(Hurrell, 1995). A su vez estos periodos se han asociado a persistentes anomalías positivas y negativas del índice NAO (Hurrell, 1995). La relación de dicho índice y las descargas de los ríos y las abundancias de recursos demersales, con diferentes desfases de tiempo, ha sido puesta de manifiesto en diferentes estudios alrededor de todo el mundo y también en el Mediterráneo (Zheng y Cruise, 2000; Quiñones y Montes, 2001; Lloret *et al.*, 2001). Por otra parte, se conoce que dicho índice oscila con una periodicidad de aproximadamente 8 años (Hurrell y van Loon, 1997), aunque también existen indicaciones de que el índice NAO esta sujeto a una periodicidad aún mayor (Friis-Christensen y Lassen, 1995).

Nuestros resultados han mostrando que las capturas de gamba rosada están significativamente correlacionadas con el índice NAO con un desfase de 8 años, que coincide con la fluctuación del índice. Aunque el empleo de correlaciones para establecer fenómenos de causa-efecto no esta exento de crítica (Walters y Collie, 1988; Bakun, 1996), cuando los análisis se realizan adecuadamente pueden ser un instrumento útil para dilucidar las interacciones, antes desconocidas y generar nuevas hipótesis de estudio. La variabilidad observada en las poblaciones es de naturaleza multifactorial y aunque en determinados periodos un factor pueda determinar la abundancia del recurso en otros periodos puede ser un grupo de factores los que determinen la abundancia del recurso. Los análisis de correlación pueden ser útiles en el estudio de los factores que afectan a la abundancia de los recursos, siempre y cuando se tengan en cuenta sus limitaciones. La utilización de series de medias móviles se justifica por el hecho de que las series de capturas y abundancias corresponden a la suma de clases de edad que es una ponderación del

reclutamiento, que puede incluir varias edades, como en el caso de la gamba rosada, en el que al menos dos edades (0 y 1) se ven involucradas en las estimaciones de reclutamiento. Obviamente el uso de series de medias móviles aumenta la autocorrelación de dichas series, disminuyendo el número de datos independientes y los grados de libertad. El empleo del nivel de significación descrito por Pyper y Peterman (1998) evitó aceptar correlaciones espurias, por lo que sólo se ha podido establecer la relación entre el índice NAO y las capturas, aunque el comportamiento del índice MOI fue similar. Paralelamente, las fluctuaciones interanuales de las capturas en torno a 105 meses (8-9 años) coincidió también con las observadas para la misma especie en el área de Cataluña (Tobar y Sardà, 1987) y también coincide con fluctuaciones observadas de recursos demersales en el hemisferio norte y en el área próxima a la zona de estudio (Lloret *et al.*, 2001; Sundermeyer *et al.*, 2005).

La variabilidad explicada por el modelo de regresión simple fue del 26%. Esto permite establecer, por primera vez para la gamba rosada, una estimación cuantitativa de la variabilidad ambiental en el área en la evaluación del recurso. Las fluctuaciones estacionales de las series de tiempo tanto de capturas como de parámetros ambientales, han mostrado una estacionalidad marcada. La aplicación de modelos de análisis de series de tiempo (ARIMA; Box-Jenkins metodología) a los datos mensuales, proporcionara información adicional de su estructura y dinámica (Lloret *et al.*, 2001) y de las relaciones entre las diferentes variables ambientales y la abundancia de los recursos. Además se pueden establecer modelos predictivos si bien no han sido objetivo del presente estudio.

La integración de la hidrología en el estudio de las pesquerías demersales (Heede y Rinne, 1990) es útil para describir tanto la amplitud o extensión del hábitat en el que la especie se desenvuelve como las interacciones entre el hábitat y los procesos biológicos. Los factores físicos son importantes porque su conocimiento permite establecer las condiciones de la dinámica de equilibrio o desequilibrio del ambiente que influye en los recursos. El análisis realizado de las condiciones hidrológicas entre 1996 y 1998 a partir de los estudios de López-Jurado *et al.* (2001) y Pinot *et al.* (2002) han relacionado una mayor extensión de la LIW entre 1996 y 1997 por una parte, y valores más elevados y de signo negativo del índice NAO por otra, con el ciclo biológico y la abundancia de las capturas. Las estimaciones de reclutamiento (ver capítulo 5) aumentaron para los años 1998 y 1999, y teniendo en cuenta que el reclutamiento a la pesquería corresponde a individuos de un año, se puede establecer una concordancia entre valores altos de LIW, y negativos elevados de NAO y reclutamientos más elevados en los años siguientes. Paralelamente, en los años intermedios entre 1996 y 1999, con valores del índice NAO menos elevados y de tendencia positiva se observó una disminución de las capturas y una tendencia a ciclos reproductivos más largos (Cap. 3), con un periodo de maduración de los ovarios más lento, que en los años iniciales y finales de la serie. La búsqueda del hábitat adecuado para la especie podría haber provocado una dispersión o migración de las poblaciones en este periodo (Fogarty, 1999).

La migración de la población adulta durante el periodo reproductivo también se debe relacionar con las condiciones hidrológicas y con el hábitat adecuado (Sardà *et al.*, 1997; Cartes y Demestre, 2003). En el caso de la gamba rosada

numerosos estudios han puesto de manifiesto la existencia de migraciones y desplazamientos de la población durante los diferentes periodos del año, en relación tanto a su comportamiento biológico en la reproducción como al trofismo de la especie y a su distribución batimétrica intraespecífica (Mura y Cau, 1994; Relini *et al.*, 2004; Tudela *et al.*, 2003). La pesquería ha puesto en evidencia los desplazamientos parciales de la población en verano al talud Occidental en el caladero de Sóller. Las corrientes descritas en torno a la zona de los Canales de Ibiza y Mallorca (López-Jurado *et al.*, 2001; Pinot *et al.*, 2002) ponen de manifiesto una situación de circulación a través de los canales con taponamientos y ralentización de la corriente en verano que podrían relacionarse con dichas migraciones, influenciando la migración de individuos adultos al exterior de los canales durante el verano.

El tercer aspecto abordado en el presente estudio ha sido la comunidad explotada por la pesquería dirigida a la gamba rosada. Estudios sobre la composición de las capturas y de los descartes de la pesquería de gamba rosada (Moranta *et al.*, 1998, 2000; Carbonell *et al.*, 1997) establecen como características de esta pesquería el presentar los menores descartes de las pesquerías de arrastre (Alverson *et al.*, 1994). A nivel de la propia especie objetivo los descartes son

prácticamente inexistentes. El descarte global en porcentaje para la pesquería se situó en torno al 20% de la captura total por lance o pesca y corresponde, en un 97%, a especies no comerciales. El número de especies diferentes por pesca fluctuó entre 17 y 59 y en promedio fue de 30 especies, de las que 16 especies de peces, crustáceos y cefalópodos correspondieron a las capturas de las especies de peces acompañantes comercializadas, representando en promedio alrededor del 36% de la captura desembarcada. La gamba rosada representó en promedio el 34% de la captura por lance de la pesquería.

Los resultados obtenidos del análisis de la comunidad confirman la existencia de una comunidad diferenciada de talud (Massutí *et al.*, 1998) cuya pesquería obtiene abundancias mucho menores a las obtenidas en las pesquerías demersales de la plataforma (Carbonell *et al.*, 1997; Mallol, 2005).

La importancia de la especie se debe a su rendimiento económico. La estacionalidad de las capturas está relacionada también con la demanda del mercado que aumenta desde principios de verano hasta Navidad, como también se ha observado en otras pesquerías demersales costeras y en pesquerías pelágicas (Lloret *et al.*, 2000).

5. ANÁLISIS DEL STOCK EN LA ZONA DEL SURESTE-NOROESTE DE MALLORCA

Introducción y objetivos

Con este capítulo se alcanza el último nivel propuesto para este trabajo de investigación. El objetivo concreto de este capítulo es analizar el estado de explotación de la población de gamba rosada de las Baleares. Para ello se utilizaron los siguientes modelos de dinámica de poblaciones con la finalidad de obtener la imagen más ajustada a la situación real de su explotación:

1) *análisis de cohortes* basado en tallas LCA, (Jones, 1982) y en edades VPA, (Gulland, 1965) que producen, bajo la asunción de equilibrio, estimaciones de abundancia y mortalidad pesquera, dados unos parámetros de crecimiento.

2) *modelos estructurales* fuera de equilibrio como el modelo virtual de poblaciones separable y el Análisis extendido de Supervivencia (VPA separable y XSA) (Pope y Shepherd, 1982; Shepherd, 1992; Darby y Flatman, 1994).

3) *modelos de producción o globales* como el integrado de FOX y el dinámico de Schaefer (Modelos Surplus) (Schaefer, 1954; Yoshimoto y Clark, 1993).

4) *modelo de rendimiento por recluta* Y/R, (Berveton y Holt, 1957) que permite realizar análisis de sensibilidad y de transición de la pesquería y es la base para plantear medidas de gestión con un enfoque de precaución que ayuden a prevenir la degradación y recuperación de los recursos y de su medio ambiente (Leonart, 1986; Maguire y Azevedo, 2002).

5) *predicciones* del rendimiento a corto plazo basadas en el modelo de Thompson y Bell formulado de nuevo por Sparre y Venema (1998).

6) *proyecciones a corto plazo* considerando diferentes escenarios de esfuerzo, especificando tanto el valor de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como de esfuerzo (f) en el modelo de FOX y especificando la mortalidad pesquera (F) en el modelo de Schaefer.

7) *proyecciones a largo plazo*, en estado de equilibrio, que incluyen variaciones estocásticas del reclutamiento, empleado el modelo de Beverton y Holt (1957).

Los resultados obtenidos en este capítulo han permitido evaluar la población de gamba rosada aplicando diferentes modelos con el objetivo de alcanzar un diagnóstico convergente entre todos ellos sobre su estado de explotación, a la vez que se discute el ajuste e incertidumbre de cada modelo. Así mismo, aplicar diferentes modelos ha permitido afianzar el diagnóstico de la evaluación, presentar medidas alternativas de gestión mediante cambios de explotación, y evaluar su riesgo, analizando la trayectoria de la biomasa, del reclutamiento y de las características de la pesquería a largo plazo, alcanzando con todo ello el segundo reto que se ha querido asumir en el presente capítulo.

Introducción metodológica

El VPA separable emplea la misma información que un VPA tradicional. Sin embargo, el modelo del VPA separable representa un avance en la metodología de los modelos dinámicos al separar la tasa de explotación del modelo de selectividad. La asunción básica del modelo considera que la explotación permanece constante sobre un

intervalo de tiempo significativo y solo el nivel global de explotación varía entre los años (Pope y Shepherd, 1982). El ajuste del modelo mejora cuando se emplean series de tiempo suficientemente largas y con un número de edades elevado. Por otra parte, el modelo del XSA se basa en la relación entre la población y el índice de abundancia a través de la capturabilidad, combinando la captura en número por edad y año con una serie de índices de abundancia, como por ejemplo la captura por unidad de esfuerzo de una o varias flotas, o los índices de abundancia derivados de campañas de prospección de arrastre (Darby y Flatman, 1994; Shepherd, 1999).

Para estimar la precisión asociada a los modelos empleados se consideraron dos categorías de métodos o enfoques estadísticos denominados frequentistas (Patterson *et al.*, 2001). La primera categoría se basó en el análisis de la variabilidad del propio muestreo, que en los modelos estructurados por edad fue valorada en el VPA separable a partir de las estimaciones de los residuos de las estimaciones de captura. En los modelos de producción los intervalos de confianza fueron obtenidos a partir de la génesis de nuevas series de datos por recombinación y remplazamiento (bootstrap) y la subsiguiente estimación de parámetros del modelo.

La segunda categoría de métodos se basó en los análisis de sensibilidad, que para los modelos de Y/R se realizó variando los parámetros de entrada y un análisis de transición, variando el esfuerzo y la luz de malla. Para los modelos de VPA se realizaron análisis retrospectivos que fueron originalmente desarrollados para evaluar la precisión de los modelos en las estimaciones para el último año y se basan en las propiedades de convergencia del VPA. El análisis retrospectivo se realizó mediante un

determinado número de simulaciones de la evaluación (VPA) utilizando la misma estructura del modelo y eliminado en cada sucesiva evaluación los datos del último año. El análisis retrospectivo proporcionó una evaluación de la sensibilidad de los resultados para la serie de tiempo de datos y revela sesgos y desviaciones en las estimaciones terminales.

El objetivo principal de la evaluación de una población explotada o stock, es conocer tanto las variaciones naturales como el efecto que la explotación tiene en la dinámica de la población. Para esto se requiere entender su productividad, es decir conocer la estructura del stock, y los procesos que influyen en su productividad, como el reclutamiento, el crecimiento individual, y la mortalidad (Haddon, 2001). El stock es un conjunto de individuos diferenciados y reproductivamente aislados. En la presente memoria el término es aplicado menos restrictivamente a los individuos de una especie que habita una área, los cuales son evaluados y gestionados como una población discreta y para los cuales las migraciones e interacciones reproductoras con otros individuos son asumidas como despreciables (Gilbert *et al.*, 2000).

El conjunto de individuos presentes en el stock en un año dado constituye una pseudocohorte. Si los reclutamientos y las tasas de mortalidad han sido idénticos año tras año en el curso de la explotación de las cohortes presentes, el número de individuos de la pseudocohorte, considerando las diferentes edades, ha de ser igual al número de individuos de cualquier cohorte del stock. Dicho en otras palabras, la estructura demográfica actual del stock representa una imagen de los efectivos de una cohorte a lo largo de su vida. Estas condiciones definen la hipótesis de equilibrio. Cuando se realiza

un análisis de pseudocohorte por clase de talla, se considera que un intervalo de longitud ΔL representa un intervalo Δt de la vida de la pseudocohorte.

En la dinámica de poblaciones marinas explotadas intervienen cuatro conceptos que son imprescindibles para poder simular la pesca: el crecimiento, la mortalidad, el reclutamiento y la pesca. Habitualmente se expresan en una ecuación básica propuesta por Rusell (1931) según la cual la variación de biomasa de una población por unidad de tiempo es:

$$dB/dt = \text{Reclutamiento (R)} + \text{Crecimiento (C)} - \text{Mortalidad natural (M)} - \text{Mortalidad por pesca (F)}$$

Cuando la población esta en equilibrio:

$$R + C = M + F$$

En las evaluaciones por modelos estructurales, las asunciones sobre el reclutamiento son cruciales, siendo uno de los componentes del stock más conflictivo y problemático de estudiar. La hipótesis paradigmática de que el número de reclutas anuales esta positivamente relacionado con la biomasa del stock presenta ambigüedades. De un año a otro el reclutamiento varia, siendo la respuesta del reclutamiento a los cambios del stock parental poco clara y probablemente una consecuencia de la variabilidad natural del stock y del medio, que proporciona las claves por las que el stock permanece adaptado a su ambiente (Gilbert, 1997).

La situación de equilibrio supone una explotación bien desarrollada, con niveles estables de captura y esfuerzo de pesca, durante un periodo largo de tiempo y bajo condiciones ambientales externas regulares. Los modelos en equilibrio son modelos deterministas (Gilbert, *et al.*, 2000; Haddon, 2001) donde todas las variables permanecen

sin cambios año tras año. Sin embargo, una población explotada además de los propios procesos de variabilidad natural, experimenta cambios en respuesta a su explotación. En general cuando se modifica la intensidad de pesca, se produce un periodo de transición hasta que la pesquería alcanza una nueva situación de equilibrio y cuya duración dependerá, en último término, de las características biológicas del recurso, del crecimiento, del potencial reproductivo de la población, de las flotas que explotan el recurso y de las variaciones ambientales externas a la pesquería (Hilborn y Walters, 1992).

Modelos estructurales

Los modelos usados para condiciones de equilibrio no permiten analizar las situaciones de transición, mientras que los usados para condiciones fuera de equilibrio permiten describir las variaciones que tienen lugar durante los periodos de transición y evaluar la trayectoria de la biomasa considerando el reclutamiento, el crecimiento (absoluto y relativo) y la mortalidad (natural y pesquera). Los modelos fuera del equilibrio requieren información de la estructura del stock por edad. Consideran que los distintos grupos de edad (cohorte) que conforman una población contribuyen de manera desigual a la producción de biomasa y a la reproducción, y no son igualmente sensibles a las medidas de gestión (Lassen y Medley, 2001; Cadima, 2003).

En el caso de los crustáceos, las dificultades para definir la relación talla-edad impiden el uso generalizado de modelos estructurados por edad (Smith y Adisson, 2003). Es por ese motivo que las evaluaciones de stocks de crustáceos se efectúan muchas veces con los métodos basados en la estructura de tallas (Jones, 1982) denominados Análisis de Cohortes de

talla (LCA). Estos modelos utilizan matrices de captura en número por intervalo de talla, sustituyendo la cohorte de edad por una pseudocohorte por intervalo de talla.

Modelos de producción

Los métodos dinámicos de biomasa o modelos de producción, describen la dinámica del stock sólo en términos globales de biomasa (Lassen y Medley, 2001; Cadima, 2003). Tienen su origen en los modelos matemáticos depredador-presa introducidos por Lotka (1924) y Volterra (1926). En su base teórica está el considerar el efecto de la pesca como una predación que reduce la abundancia (biomasa) del recurso explotado, a partir de series de tiempo de índices de abundancia, tales como los inferidos de los datos de captura y esfuerzo pesquero. Estos modelos permiten determinar la producción máxima sostenible (MSY) del recurso y describir como responde el stock a las variaciones de la intensidad de explotación en un periodo de tiempo largo.

Proyecciones

La proyección de los rendimientos futuros, bajo determinados escenarios pesqueros, es esencial para emitir recomendaciones para la gestión de una pesquería (Caddy y Mahon, 1995; Lassen y Medley, 2001). Generalmente se realizan proyecciones del rendimiento en peso a corto, medio y largo plazo, y se analizan las tendencias de reclutamiento y de biomasa del stock reproductor. Se considera corto plazo un periodo entre 2 y 3 años, y medio plazo entre 5 y 10 años.

La relación entre el rendimiento calculado en el año de la proyección y la mortalidad pesquera se establece a través del modelo de mortalidad pesquera del VPA separable. El modelo asume que el patrón de

selectividad es el mismo para la proyección que para los años más recientes. Los modelos de producción fuera de equilibrio también sirven para realizar proyecciones a corto plazo a partir de la información de la captura, del esfuerzo y de la mortalidad por pesca. Por otra parte, las proyecciones a largo plazo corresponden a modelos en estado de equilibrio incluyendo variaciones estocásticas del reclutamiento.

Tradicionalmente existen dos modelos que establecen las relaciones entre el stock reproductor (SSB) y el reclutamiento (R) en las evaluaciones pesqueras. El modelo de Beverton y Holt (1957) y el modelo de Ricker, (1954).

La relación entre SSB y R en el modelo de Beverton y Holt es similar a un modelo logístico en el que la capacidad de carga, es decir el reclutamiento máximo asintótico, es obtenida a partir de una determinada biomasa del stock reproductor. El concepto biológico subyacente al modelo es que la producción de huevos, que es asumida proporcional a la biomasa del stock reproductor, se aproxima a un límite por mecanismos de densidad-dependiente. De tal manera que el número absoluto de reclutas supervivientes permanece efectivamente constante para niveles elevados de SSB. En los casos en que el valor asintótico se alcanza a valores de SSB relativamente bajos, el reclutamiento se presenta constante a excepción de los casos de una sobreexplotación muy severa.

El modelo de Ricker basa la curva SSB-R en un mecanismo de retroalimentación. Esencialmente intenta describir el proceso natural por el que se produce una continua reducción del número de reclutas por mortalidad, a medida que el tamaño del stock reproductor aumenta. Ambos modelos establecen una relación inversa entre el

número medio de reclutas por reproductor y el tamaño del stock reproductor.

Gestión

Las proyecciones a corto y medio plazo tienen sentido para recomendar unos determinados niveles de captura. Mientras que las proyecciones a largo plazo representan mejor una herramienta para la discusión de las medidas de gestión con relación a los puntos de referencia (Halliday y Pinhorn, 1996).

La gestión de una pesquería se basa en la actualidad en los llamados puntos de referencia biológicos o umbrales que son estimaciones realizadas a partir de las características biológicas o económicas de la pesquería que no conviene sobrepasar si se quiere mantener el recurso dentro de límites seguros (Caddy y Mahon, 1995; Maguire y Azevedo, 2002; Cadima, 2003). El denominado nivel crítico, umbral o límite de los puntos de referencia depende de la relación asumida entre el reclutamiento y el stock y de la variabilidad del reclutamiento.

Las proyecciones a largo plazo consideran el estado de explotación del stock con relación a los puntos de referencia y el estado del stock bajo diferentes tasas de explotación. Los puntos de referencia sirven para indicar las directrices que los controles de gestión deben tener en cuenta para mejorar el estado del stock. Los puntos de referencia se clasifican en dos grupos (Caddy y Mahon, 1995): los puntos de referencia límite, o valores a los que la explotación no debería aproximarse, y los puntos de referencia objetivo, o niveles de explotación que se deberían alcanzar y son objetivo de la gestión de pesquerías.

En la actualidad se habla de enfoque precautorio (Precautory Approach "PA") para

fijar el punto de referencia objetivo (B_{pa} o F_{pa}). A mayor precisión de la evaluación menor distancia puede haber entre el punto de referencia límite (B_{lim} o F_{lim}) y el punto precautorio, y la distancia entre ambos se define como el riesgo que han de querer aceptar los gestores de la pesquería.

Paralelamente, se están desarrollando nuevos modelos (Pauly *et al.*, 2000) que analizan la sostenibilidad de la pesquería en el marco más amplio del ecosistema (Pitcher y Pauly, 1998). El objetivo que se persigue es mantener la integridad del ecosistema y por tanto su futuro. En su fase final la gestión debería pasar del denominado enfoque precautorio al enfoque del ecosistema en el que el modelo requiere información de los componentes del ecosistema, y sus relaciones energéticas.

5.1. Modelos estructurales en equilibrio. Análisis de cohortes por talla (LCA) y por edad (VPA) y análisis de rendimiento por recluta (Y/R)

El análisis de cohortes por talla (LCA) (Pope, 1972; Jones, 1982, 1984) y por edad (VPA) (Gulland, 1965; Leonart y Salat, 1997) en equilibrio, se ha llevado a cabo en primer término, debido a que históricamente fueron los primeros modelos desarrollados. En la actualidad estos modelos cuya principal asunción es el equilibrio, tienden a ser substituidos por modelos estocásticos fuera de equilibrio. Las asunciones de equilibrio son críticas y pueden producir sesgos importantes en los resultados a menos que el stock esté en equilibrio, o a menos que las tasas de reclutamiento y de explotación sean estables y sin tendencias definidas (Hilborn y Walters, 1992).

5.1.1. Datos empleados y metodología

La información utilizada procede de las capturas desembarcadas, de la distribución de tallas por sexo, y de los parámetros biológicos estimados para la especie. Toda esta información se halla en el capítulo 3. La distribución de tallas anual por sexos en número de individuos y la captura anual por sexo se presenta en las Tablas 5.1 y 5.2. Los análisis de pseudocohortes a partir de la distribución de tallas en la captura fueron realizados por sexos separadamente, desde el año 1992 hasta el año 2003. Finalmente un análisis por tallas, LCA, y por edades, VPA, promedio de los últimos seis años 1998-2003 se llevó a cabo para obtener una imagen sintética de la cohorte bajo la asunción de un patrón de explotación constante.

Las dos ecuaciones de base que describen el devenir de una pseudocohorte son: la ecuación de supervivencia y la ecuación de captura. Ambas se basan en la definición, para cada clase de talla, de los coeficientes de mortalidad por pesca. El conjunto de los coeficientes de mortalidad por pesca define el régimen de explotación. Éste se caracteriza por un perfil de explotación y por un nivel de esfuerzo de pesca. Los análisis de cohortes permiten calcular, a partir de los valores de mortalidad por pesca estimados, los correspondientes diagramas de explotación.

Análisis de cohortes (LCA y VPA) en equilibrio

El análisis de cohortes LCA y VPA, y el análisis de rendimiento por recluta (Y/R) han sido llevados a cabo mediante los paquetes informático VIT (Lleonart y Salat, 1997) y ANALEN (Chevallier y Laurec, 1990). Ambos programas utilizan la ecuación de cohortes de Pope (1972) y la ecuación estándar del análisis virtual de poblaciones (VPA) de

Gulland (1965). La primera proporciona una solución aproximativa simple a la ecuación de captura al asumir que toda la mortalidad pesquera instantánea tiene lugar a la mitad del año. Ello elimina el efecto de la disminución de las tasas de captura a medida que el año y la cohorte disminuyen.

Se han realizado numerosos análisis de LCA, variando los valores de mortalidad pesquera terminal y empleando los valores de mortalidad natural estimados mediante la ecuación de Pauly corregida por Djabali (1993) a partir de los parámetros de crecimiento estimados para la población. Se presentan los resultados de los análisis que mejor aproximación a la historia de la cohorte han evidenciado.

Rendimiento por recluta (Y/R)

Los análisis de rendimiento por recluta utilizan el modelo de Beverton y Holt (1957). El programa VIT (Lleonart y Salat, 1997) obtiene el rendimiento por recluta dividiendo la captura total en peso por el número de reclutas calculados a partir del VPA y es expresada como una función promedio del número individuos por clase de talla.

El objetivo de los cálculos de rendimiento por recluta es estimar la productividad del stock en unas condiciones de régimen de explotación determinadas. Si se admite la hipótesis de equilibrio requerida para el análisis, que implica que el reclutamiento y la biomasa del stock reproductor sean constantes, es posible determinar la producción correspondiente, denominada producción en equilibrio.

Los análisis de Y/R se emplearon también para estimar los puntos de referencia biológicos F_{MSY} , $F_{0.1}$. El primero corresponde al máximo rendimiento sostenible (MSY) y se define como la captura por recluta en peso a largo plazo como

función de la F (esfuerzo pesquero) para un patrón relativo de explotación dado (Cadima, 2003). El segundo es la captura por recluta a largo plazo propuesta por Gulland y Boerema (1973) basada en la pendiente al origen de la curva de Y/R que es un 10% de su valor al origen.

En la realidad, como las relaciones entre la biomasa reproductora y el reclutamiento son variables, los análisis de transición o de riesgo fuera del equilibrio tienen gran interés en el sentido de probar diferentes medidas técnicas de gestión, como reducciones de esfuerzo y cambios de malla, con la finalidad de conseguir mejorar la producción de la cohorte analizada.

Se han llevado a cabo análisis de transición de dos tipos. Los primeros simulando cambios en el esquema de explotación en función de la variación del esfuerzo realizado en el primer año de la simulación en un análisis de transición de 15 años. Se ha considerado el reclutamiento independiente del stock y un modelo determinista log-normal de la distribución del reclutamiento, con varianza = 0.10 (al 95% del reclutamiento entre 0.5 y 1.5 veces el reclutamiento estimado). Los análisis fueron realizados utilizando los valores promedio de los años entre 1998-2003. La simulación se basó en reducciones del esfuerzo del 25, 35 y 50%.

El segundo tipo de análisis se efectuó variando la luz de malla, desde el valor actual de 40, a 60 y 80 mm. En este caso se empleó el programa ANALEN (Chevallier y Laurec, 1990).

También se han realizado análisis de sensibilidad de los parámetros utilizados con variaciones de $\pm 10\%$ y 20% , para detectar el efecto de estas variaciones sobre los resultados del rendimiento por recluta.

5.1.2. Definición de los parámetros y ecuaciones

Parámetros

Captura: C , es la captura comercial.

Biomasa corriente o Biomasa del stock corriente: B , puede ser definida como aquella que incluye los reclutas y los individuos maduros explotables.

Biomasa virgen: B_0 , es la biomasa de un stock en ausencia de pesca. La biomasa de un stock no explotado podría fluctuar naturalmente.

Reclutamiento: R , se refiere a los individuos jóvenes que alcanzan la edad o talla suficiente para ser explotados. El término es utilizado para referirse al número medio o biomasa anual de reclutas.

Índice de producción: Y , o R es el rendimiento y depende del reclutamiento y de la estructura de edades del stock.

Ecuaciones

Ecuaciones de base del LCA:

$$N_i = N_{i+1} e^{M\Delta t_i} + C_i e^{\frac{M}{2}\Delta t_i} \quad \text{Ecuación de supervivencia de Pope (1972).}$$

Ecuaciones de base del VPA estándar:

$$N_{i+1} = N_i e^{-Z_i t} \quad \text{Ecuación de captura (Gulland, 1965).}$$

$$C_i = \frac{F_i}{Z_i} N_i (1 - e^{-Z_i \Delta t_i}) \quad \text{Ecuación de supervivencia (Gulland, 1965).}$$

N = número de individuos de la clase de talla i .

C_i = Número de individuos capturados por la pesca, cuya longitud se encuentre comprendida entre L_i y L_{i+1} .

Δt = tiempo necesario para que un individuo crezca desde la clase L_i a la L_{i+1} .

F_i = coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca.

Z_i = coeficiente instantáneo de mortalidad total.

$Z_i = F_i + M$ (M es la mortalidad natural, que se supone constante).

La ecuación de captura permite calcular, para un régimen de explotación dado, las mortalidades por pesca para cada clase de talla, y a partir de estas, estimar la contribución relativa o producción global. Conociendo la masa unitaria promedio de los individuos por clases de talla (W_i), es posible calcular la producción.

El análisis de cohortes consiste en estimar los valores de N_i y de F_i a partir de las estimaciones de la mortalidad terminal (F_t) y del número de individuos capturados por clase de talla, edad y año. La resolución de las ecuaciones de captura y supervivencia se realiza por aproximaciones progresivas a partir de una clase dada. Ello se realiza mediante métodos iterativos.

Tabla 5.1. Distribuciones anuales (1992-2003) de frecuencias de tallas de los desembarcos de hembras de gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca. Para cada talla se indica el número de individuos $\times 10^3$ y para cada año la captura total y el esfuerzo en horas de pesca.

Talla/Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997
15	1	0	0	0	0	0
16	5	0	0	2	0	0
17	33	4	8	0	4	10
18	49	12	12	15	8	29
19	72	50	44	24	12	72
20	158	87	42	85	23	152
21	288	114	87	83	45	226
22	272	224	88	191	68	276
23	262	162	113	120	114	319
24	309	229	109	203	158	342
25	435	340	158	254	305	333
26	586	424	232	381	362	403
27	753	479	336	643	595	404
28	790	602	402	638	623	355
29	926	770	680	727	632	374
30	865	623	728	671	711	356
31	742	648	939	647	789	294
32	747	652	1036	527	778	283
33	741	560	989	372	458	204
34	720	442	824	317	366	175
35	616	402	662	225	211	146
36	632	483	434	184	246	129
37	548	363	354	173	207	193
38	542	384	314	206	136	91
39	527	276	286	167	169	90
40	419	271	220	116	156	102
41	296	228	207	110	100	67
42	353	228	174	106	132	59
43	264	168	163	108	105	71
44	193	131	136	131	85	48
45	143	123	151	96	45	41
46	171	111	80	101	54	47
47	115	76	104	69	41	38
48	140	92	81	61	37	27
49	93	99	66	84	28	44
50	122	43	64	60	22	28
51	76	50	73	54	25	30
52	55	34	47	48	25	32
53	47	24	28	38	21	30
54	15	17	18	26	26	20
55	11	12	13	35	13	14
56	14	14	16	27	16	16
57	26	6	5	27	7	12
58	8	10	7	19	7	11
59	5	6	2	26	5	10
60	8	3	11	11	0	5
61	4	2	0	10	3	10
62	0	0	0	4	4	2
63	0	0	0	3	3	2
64	0	0	0	0	2	2
65	0	0	0	0	2	0
Captura (t)	214	151	166	116	111	75
Esfuerzo (h)	26752	16729	17283	15288	15424	12487

Tabla 5.1. Cont. Distribuciones anuales (1992-2003) de frecuencias de tallas de los desembarcos de hembras de gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca. Para cada talla se indica el número de individuos $\times 10^3$ y para cada año la captura total y el esfuerzo en horas de pesca.

Talla/Año	1998	1999	2000	2001	2002	2003
15	0	5	0	5	0	1
16	0	13	11	7	0	1
17	2	22	22	18	1	8
18	5	33	48	35	6	21
19	13	66	49	96	17	41
20	14	115	60	106	15	87
21	38	154	105	169	58	162
22	94	283	239	224	76	160
23	171	402	173	196	124	191
24	254	527	203	280	191	201
25	325	575	226	364	285	204
26	360	703	378	336	324	174
27	382	651	400	410	417	229
28	422	584	488	453	476	160
29	448	632	517	518	462	194
30	402	517	473	548	435	232
31	426	479	434	640	380	233
32	283	350	426	597	422	205
33	227	285	315	476	360	214
34	142	221	297	452	314	225
35	145	166	215	424	339	249
36	125	153	238	332	268	200
37	115	137	270	277	247	223
38	99	96	228	227	214	188
39	79	85	240	194	279	180
40	79	63	197	185	249	153
41	71	60	169	185	235	167
42	62	46	122	159	233	170
43	56	41	103	125	168	140
44	45	31	112	148	172	119
45	44	28	91	105	101	104
46	39	21	82	89	118	121
47	32	21	65	80	60	79
48	32	21	66	93	56	87
49	20	12	56	66	59	92
50	19	12	31	67	56	58
51	13	10	52	59	49	80
52	22	8	22	45	36	62
53	15	5	30	18	37	48
54	12	7	17	21	41	22
55	6	5	15	7	17	34
56	7	3	20	5	25	31
57	6	2	11	6	16	18
58	6	2	8	3	20	17
59	5	1	9	1	9	11
60	1	3	1	0	3	6
61	3	2	0	0	4	6
62	2	0	1	0	0	0
63	0	1	1	0	0	4
64	1	0	0	0	0	1
65	0	1	0	1	0	0
Captura (t)	67	82	106	124	122	98
Esfuerzo (h)	9955	13469	11827	12398	9992	9807

Tabla 5.2. Distribuciones anuales (1992-2003) de frecuencias de tallas de los desembarcos de machos de gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca. Para cada talla se indica el número de individuos $\times 10^3$ y para cada año la captura total y el esfuerzo en horas de pesca.

Talla/Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997
15	1	0	0	0	0	0
16	7	0	0	0	5	0
17	16	6	11	13	5	6
18	84	44	38	18	5	39
19	121	46	66	29	35	100
20	152	208	183	80	95	165
21	268	367	216	95	189	332
22	379	461	318	462	252	453
23	497	504	537	643	327	427
24	594	827	684	700	436	459
25	780	797	928	749	455	408
26	783	986	886	618	569	419
27	813	1004	1207	491	684	335
28	676	887	991	379	497	325
29	592	885	610	440	378	218
30	301	976	533	316	281	222
31	257	639	400	279	164	178
32	120	440	321	204	106	101
33	134	433	108	206	55	70
34	61	118	19	83	45	42
35	18	125	5	25	5	11
36	0	62	0	10	0	4
37	0	7	10	0	0	0
38	9	9	0	0	0	0
Captura (t)	46	77	58	42	32	28
Esfuerzo (h)	5872	8618	6072	5372	4607	4619
Talla/Año	1998	1999	2000	2001	2002	2003
15	0	0	3	1	0	0
16	3	1	2	1	0	0
17	2	5	17	8	3	1
18	7	36	54	29	16	16
19	55	160	155	95	74	39
20	167	325	304	182	136	91
21	266	459	452	296	261	184
22	401	393	649	428	382	168
23	360	456	549	402	419	209
24	442	404	654	392	291	210
25	462	338	799	435	249	205
26	586	237	842	490	338	239
27	483	194	551	322	226	247
28	355	120	391	265	248	204
29	203	98	270	176	153	160
30	159	67	228	170	181	157
31	71	40	128	87	81	125
32	41	20	96	59	47	68
33	22	10	69	34	13	55
34	5	5	29	14	6	5
35	8	3	7	3	0	8
36	1	1	2	1	0	1
37	0	0	0	0	1	1
38	0	0	0	0	0	0
Captura (t)	26	18	39	24	19	17
Esfuerzo (h)	3871	2957	4374	2362	1627	1731

5.1.3. Resultados

Análisis de cohortes por talla (LCA)

En la Tabla 5.3 se presentan los resultados del análisis de cohortes, para hembras y machos anualmente y para el promedio entre 1998 y 2003. A partir del LCA se obtuvieron las estimaciones del número de individuos en la captura, número de reclutas y número medio de individuos en el stock. En relación al peso las principales estimaciones fueron: la biomasa media del stock, la biomasa de reproductores, la biomasa de reclutas, y la biomasa virgen, todas en toneladas. Respecto a la composición de tallas y edades se presentan las estimaciones de: talla media y edad media de la población.

El número medio de individuos en la población para la pseudocohorte promedio 1998-2003 se situó en torno a 59 millones de individuos que en peso fue de 343 toneladas. El número promedio de individuos en la captura fue de alrededor de 11 millones de individuos que representaron en peso el 36% de la población. El reclutamiento en número, fue el 49% y en peso el reclutamiento promedio fue del 24% de la biomasa de la población. La biomasa virgen promedio (B_0) fue estimada alrededor de 1000 toneladas. La relación entre la biomasa actual en la población y la biomasa virgen (B/B_0) se situó en torno al 37%. El balance de biomasa (Biomasa %; Tabla 5.3) fue claramente favorable al crecimiento. La talla media en la captura fue de 33 mm CL para las hembras y 25 mm CL para los machos. La talla media de la población fue de 26 mm CL para las hembras y 21 mm CL para los machos. La edad media fue de 2.5 y 2 años para hembras y machos respectivamente (Tabla 5.3).

La evolución de la población (hembras y machos) a lo largo de la serie estudiada fue

decreciente tanto en número como en peso. Las estimaciones iniciales (1992) situaron el número de individuos de la población en torno a 107 millones de individuos, prácticamente un 44% superiores a la estimación media de los últimos seis años. En Biomasa total de la población la tendencia fue muy decreciente pasando de 868 toneladas en el primer año a 207 toneladas en el último del estudio. La relación entre la biomasa actual y la biomasa virgen se ha mantenido en valores similares fluctuando entre el inicio y el final de la serie de 16 a 21%. A excepción del año 1999 en que alcanzó un valor mínimo que se situó alrededor del 10%. Las tallas medias de la población se han mantenido bastante estables a lo largo de toda la serie con valores para las hembras entre 26 y 28 mm CL, valores por encima de la talla de primera madurez y en torno a 22-21 mm CL para los machos. La única excepción a la regularidad de las tallas medias de la población se dio en el año 1999 para las hembras en que la estimación de talla media de la población fue de 24 mm CL (Tabla 5.3).

La mortalidad natural representó en promedio el 34% y fluctuó entre el 27 y el 40% dependiendo de los sexos. Alternativamente la captura representó, en promedio, el 66% restante de la mortalidad para este recurso (Tabla 5.3). Los valores de mortalidad por pesca por clase de talla (Figura 5.1) se estabilizaron en torno a 1 en las hembras, para las tallas entre 25 y 50 mm CL, disminuyeron rápidamente siendo muy inferiores a 1, entre 15 y 25 mm CL y fluctuaron para las tallas superiores a 50 mm, entre 1.0 y 3. Para los machos los vectores de mortalidad por pesca aumentaron continuamente con la talla. No se observó ninguna estabilización variando entre 0 (15 mm CL) y 4.5 (35 mm CL). La mortalidad pesquera global anual se situó en torno a 0.45 para las hembras y 0.65 para los

machos (Tabla 5.3). En general los valores de mortalidad global anual variaron poco, con una ligera tendencia a disminuir en los años más recientes de la serie (2000-2003) en relación a los años intermedios para las hembras (1996-1999), y se mantuvieron similares para los machos a lo largo de toda la serie.

Análisis de Rendimiento por Recluta (Y/R)

El análisis de Rendimiento por Recluta (Y/R) para la pseudocohorte promedio mostró valores muy próximos a los valores de rendimiento máximo sostenible (F_{MSY}) tanto para hembras como para los machos. Para el punto de referencia biológico $F_{0.1}$ se situaron claramente por encima de dicho valor en ambos sexos (Tabla 5.3). La relación de la biomasa total por recluta (B/R) fue un 44% inferior al F_{MSY} y un 67% al $F_{0.1}$ para las hembras y un 15 y un 52% para los machos respectivamente. La relación entre la Biomasa reproductora y el Reclutamiento (SSB/R) aumentó las diferencias a un 48 y 71% respectivamente para las hembras y a un 18 y 56% para los machos. Los valores de Rendimiento (Y/R), Biomasa (Y/B) y Biomasa reproductora (Y/SSB) y el esfuerzo (F , F_{MSY} , $F_{0.1}$) situaron el esfuerzo máximo sostenible (MSY) a un 50% y un 72% del nivel actual de esfuerzo y en un 21 y 23% del nivel para el criterio $F_{0.1}$ para hembras y machos respectivamente. Las curvas de Y/R y SSB/R variando el esfuerzo de pesca desde 0 hasta 2 veces el esfuerzo presente por sexos para la pseudocohorte 1998-2003, los gráficos se presentan en las Figuras 5.2 y 5.3.

Análisis de cohortes por edades (VPA)

A partir de la distribución de tallas anual por sexo y mediante el método de corte de cohortes (VIT, Leonart y Salat, 1997) se obtuvo la composición de la captura por edades que permitió realizar un VPA

estándar (utilizando la pseudocohorte) estimando de nuevo los parámetros de mortalidad pesquera por edad (Tabla 5.4) para la pseudocohorte 1998-2003.

La composición de la captura por edad fue de 6 edades más la clase plus para las hembras y 3 edades más la clase plus para los machos. Los resultados obtenidos a partir de la transformación de la pseudocohorte por edades coincidieron con las estimaciones en número de la captura y presentaron un SOP (valor estimado de captura a partir de la suma de productos de captura media en peso por edad estimada, Sum Of Products, SOP) del 95% para las hembras y del 91% para los machos. Valores que se pueden asumir razonables para validar el modelo a los datos.

En la Tabla 5.4 se presentan los resultados de los análisis de VPA estándar. Los reclutas en número (edad 1) fueron en promedio el 48 y el 52% de la población de hembras y machos respectivamente. El reclutamiento en peso representó en promedio (1998-2003) el 20% y el 35% de la biomasa de la población de hembras y machos respectivamente. La talla media de la captura fue de 32 mm CL para las hembras y 24 mm CL para los machos. La talla media de la población fue inferior a la estimada por el LCA para ambos sexos y de 24 mm CL para las hembras y 18 mm CL para los machos, ambas por debajo de la talla de primera madurez (Tabla 5.4).

La mortalidad pesquera (F) por clase de edad fue muy baja para la primera edad, más baja para las hembras (0.022) que para los machos (0.122). La mortalidad por pesca aumentó a partir de la primera edad para ambos sexos y próxima a 1 o superior. El valor de mortalidad global fue en torno a 0.7 y 1.0 para hembras y machos respectivamente (Tabla 5.4).

La edad media de la población se situó en torno a 3 años para las hembras y 2 años para los machos. Mientras que la edad de la población virgen sería de 5 y 3 años respectivamente. El Balance de Biomasa actual en relación a la Biomasa máxima o virgen fue el 36% para las hembras y el 75% para los machos. El balance de Biomasa (D) en relación a la biomasa máxima fue del 35% para las hembras y del 53% para los machos. La tasa de renovación de la población anual (D/B media "Turnover") fue del 100% en las hembras y del 142% en los machos. Los machos con menos edades renuevan su población alrededor de un 1.5 veces más que las hembras (Tabla 5.4).

Análisis de Sensibilidad

Se realizaron análisis de sensibilidad del rendimiento por recluta a los valores de la tasa de crecimiento (k) y de mortalidad natural (M) y a los valores del coeficiente b de la relación talla peso y M, por ser los valores que más directamente pueden afectar a la estimación de rendimiento por recluta. Los análisis de sensibilidad se efectuaron sobre cambios del 10 y del 20% del valor de los parámetros mencionados. Los análisis se realizaron sobre las parejas de parámetros conjuntamente y sobre variaciones sólo de M. Todos los análisis de sensibilidad se efectuaron para valores de mortalidad pesquera terminal (Ft) igual a 2.

La Tabla 5.5 a y b muestra los distintos valores de rendimiento por recluta (Y/R), biomasa (B) y biomasa reproductora (SSB) obtenidos al variar los parámetros. Los resultados mostraron para las variaciones de M aumentos del Y/R, B y SSB cuando disminuyó dicho parámetro en ambos sexos, mostrando un grado de sensibilidad poco acusado. Para la combinación de parámetros k y M los aumentos más significativos se dieron para variaciones de signo positivo del valor de k combinados con variaciones

negativas de M. Las variaciones fueron también poco significativas. En el caso de la combinación de parámetros b y M se observó una mayor influencia, con valores sensiblemente más bajos para variaciones negativas del parámetro b y valores significativamente superiores para variaciones positivas de b tanto para variaciones negativas como positivas de M. En términos absolutos el rendimiento por recluta vario poco a los cambios de mortalidad natural en ambos sexos, dependiendo del porcentaje de variación asignado a los parámetros aumentó cuando la variación fue de signo negativo un 6 y un 12% respectivamente y fue similar para ambos sexos.

Análisis de transición

El análisis de transición se realizó a partir de los valores obtenidos de rendimiento por recluta. Se aplicó una disminución del esfuerzo del 25, 35 y 50% en el primer año (Figura 5.4). Los resultados mostraron que a partir del año inicial se produciría una disminución de alrededor del 15%, 20% y 30% respectivamente de los rendimientos. También se observa que se recuperarían en los siguientes años en torno al valor inicial, y que manteniendo la reducción de esfuerzo, aumentarían hasta rendimientos de alrededor de un 7%, 15% y 20% superiores, alcanzando el equilibrio a partir del quinto año. En términos relativos, la ganancia de biomasa por recluta sería del 0.31, 0.39 y 0.40% respectivamente, mientras que la del stock reproductor aumentaría más, en porcentajes de 3, 4, y 5% respectivamente (Figura 5.5).

Otro tipo de análisis de transición llevado a cabo fue el del cambio de malla (Tabla 5.4) con dos diámetros de malla superiores al actual de 40 mm: 60 y 80 mm respectivamente y considerando un esfuerzo el 50% del actual, el actual (1) y el doble del

esfuerzo actual. Los resultados mostraron que el aumento de malla a 60 mm produciría un aumento sensible del rendimiento por recluta, mientras que un aumento de malla

superior (80 mm) ya no sería efectivo en la pesquería cayendo los rendimientos prácticamente a 0.

Tabla 5.3. Análisis de cohortes (LCA) y de R/Y en equilibrio de la gamba rosada (*A. antennatus*) anual (1992-2003) y LCA y R/Y promedio de los años 1998-2003. (Parámetros de entrada al modelo y resultados de salida del modelo).

PARÁMETROS	Pseudocohorte 1998-2002		1992		1993	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Loo	75	44				
k	0.249	0.422				
a	-0.39436	-0.656				
b	0.00244	0.00246				
to	2.4536	2.4311				
M (Djabali)	0.363	0.517				
Ft	2	2				
POBLACIÓN						
Nº medio captura (Nx 10 ³)	6705	4289	14197	6663	10078	9831
Nº medio población (Nx 10 ³)	34189	25168	51083	55577	40247	50511
Reclutamiento (Nx 10 ³)	16209	13035	22900	28816	16505	23816
Edad media (años)	2.419	1.912	2.411	1.98	2.493	2.182
Talla media (CL mm)	26.387	20.915	26.371	21.485	27.412	23.263
F global	0.451	0.650	0.43	0.536	0.49	0.518
Z	0.814	1.167	0.793	1.053	0.853	1.035
BIOMASA						
Captura (t)	99	24	214	46	151	77
Biomasa población (t)	275	68	515	353	415	377
Biomasa reproductores (t)	222	38	423	239	349	258
Reclutamiento (t)	53	30	92	114	66	119
Biomasa virgen (t)	2229.40	327.72	3304.84	1434.56	2803.28	982.14
BIOMASA %						
Entradas						
Reclutamiento %	16.1	33.45	15.7	31.11	20.73	36.73
Crecimiento %	83.9	66.55	84.3	68.89	79.27	63.27
Salidas						
Mortalidad natural %	34.01	34.37	33.59	37.93	32.45	40.47
Biomasa capturada %	65.99	65.63	66.41	62.07	67.55	59.53
ANÁLISIS DE RENDIMIENTO POR RECLUTA						
	Pseudocohorte 1998-2002		1992		1993	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Y/R	8.203	3.094	8.467	3.146	8.862	3.434
Y/R _{MSY}	8.711	3.112	8.954	3.147	9.41	3.452
Y/R _(0.1)	7.804	2.758	8.048	2.756	8.435	2.931
B/R	11.647	3.134	11.798	3.719	11.727	4.516
B/R _{MSY}	20.629	3.699	20.065	3.67	20.531	3.902
B/R _(0.1)	35.153	6.5	34.148	6.513	35.776	7.572
SSB	9.573	2.633	9.696	3.214	9.804	4.204
SSB _{máx}	18.489	3.195	17.91	3.165	18.555	3.592
SSB _(0.1)	32.973	5.99	31.961	6.004	33.771	7.258
Factual	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01
F _{MSY}	0.50	0.72	0.5	1.04	0.49	1.4
F _(0.1)	0.21	0.23	0.21	0.32	0.20	0.31

Tabla 5.3. Cont. Análisis de cohortes (LCA) y de R/Y en equilibrio de la gamba rosada (*A. antennatus*) anual (1992-2003).

POBLACIÓN	1994		1995		1996	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Nº medio captura (Nx 10 ³)	10543	8071	8225	5840	7984	4588
Nº medio población (Nx 10 ³)	35192	34183	29869	23271	25170	16184
Reclutamiento (Nx 10 ³)	15560	15122	13927	10687	11242	7981
Edad media (años)	2.489	2.099	2.543	2.122	2.466	2.026
Talla media (CL mm)	27.387	22.662	27.662	22.807	27.02	21.984
F global	0.469	0.61	0.442	0.61	0.534	0.58
Z	0.832	0.973	0.805	1.127	0.897	1.097
BIOMASA						
Captura (t)	166	58	116	42	111	32
Biomasa población (t)	373	235	300	151	256	112
Biomasa reproductores (t)	310	175	244	108	211	72
Reclutamiento (t)	63	60	56	43	45	40
Biomasa virgen (t)	2471.86	982.14	1747.59	1151.67	1864.26	469.66
BIOMASA %						
Entradas						
Reclutamiento %	20.33	38.68	17.71	38.74	21.85	35.02
Crecimiento %	79.67	61.32	82.29	61.26	78.15	64.98
Salidas						
Mortalidad natural %	32.43	36.49	36.46	37.3	31.73	36.73
Biomasa capturada %	67.57	63.51	63.54	62.7	68.27	63.27
ANÁLISIS DE RENDIMIENTO POR RECLUTA						
	1994		1995		1996	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Y/R	9.039	3.479	8.41	3.429	8.497	3.318
Y/R _{MSY}	9.447	3.479	8.695	3.431	8.819	3.319
Y/R _(0.1)	8.486	3.027	7.652	2.948	7.914	2.908
B/R	11.954	3.866	13.293	3.946	10.878	3.725
B/R _{MSY}	19.652	3.851	20.825	3.768	17.843	3.837
B/R _(0.1)	34.741	6.96	37.764	7.348	33.815	6.845
SSB	9.986	3.555	11.269	3.634	8.945	3.311
SSB _{máx}	17.657	3.539	18.76	3.456	15.873	3.422
SSB _(0.1)	32.727	6.645	35.659	7.033	31.814	6.428
Factual	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01
F _{MSY}	0.53	1.02	0.6	1.11	0.6	0.94
F _(0.1)	0.22	0.28	0.23	0.27	0.26	0.25

Tabla 5.3. Cont. Análisis de cohortes (LCA) y de R/Y en equilibrio de la gamba rosada (*A. antennatus*) anual (1992-2003).

POBLACIÓN	1997		1998		1999	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Nº medio captura (Nx 10 ³)	6024	4314	5169	4099	7660	3372
Nº medio población (Nx 10 ³)	25622	13881	32047	12736	36279	16939
Reclutamiento (Nx 10 ³)	14631	8176	19240	7791	18369	12347
Edad media (años)	2.552	2.078	2.459	1.963	2.204	1.895
Talla media (CL mm)	27.792	22.456	26.931	21.463	24.044	20.85
F global	0.564	0.716	0.573	0.695	0.655	0.906
Z	0.927	1.233	1.09	1.212	1.018	1.423
BIOMASA						
Captura (t)	75	28	67	26	82	18
Biomasa población (t)	211	79	249	76	294	83
Biomasa reproductores (t) (SSB)	152	46	172	37	221	34
Reclutamiento (t)	59	33	77	39	73	49
Biomasa virgen (t)	1443.93	368.22	1470.31	237.43	3078.48	515.48
BIOMASA %						
Entradas						
Reclutamiento %	22.23	40.94	22.68	37.43	20.49	41.48
Crecimiento %	77.77	59.06	77.32	62.57	79.51	58.52
Salidas						
Mortalidad natural %	34.35	34.64	31.43	33.41	26.86	29.38
Biomasa capturada %	65.65	65.36	68.57	66.59	73.14	70.62

ANÁLISIS DE RENDIMIENTO POR RECLUTA

	1997		1998		1999	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Y/R	8.033	3.382	8.22	3.267	7.146	3.127
Y/R _{MSY}	8.497	3.387	8.603	3.276	7.929	3.179
Y/R _(0.1)	8.497	2.977	8.096	2.993	7.283	2.853
B/R	11.576	3.467	10.382	3.17	7.23	2.516
B/R _{MSY}	20.962	3.76	17.218	3.485	17.267	3.415
B/R _(0.1)	36.875	6.998	26.222	5.205	30.448	6.197
SSB	9.778	3.161	8.502	2.759	5.262	2.118
SSB _{máx}	19.068	3.453	15.283	3.073	15.173	3.009
SSB _(0.1)	34.909	6.685	24.252	4.79	28.3	5.784
Factual	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01
F _{MSY}	0.55	0.87	0.6	0.82	0.44	0.61
F _(0.1)	0.24	0.26	0.35	0.34	0.22	0.23

Tabla 5.3. Cont. Análisis de cohortes (LCA) y de R/Y en equilibrio de la gamba rosada (*A. antennatus*) anual (1992-2003).

POBLACIÓN	2000		2001		2002	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Nº medio captura (Nx 10 ³)	7336	6251	8852	3890	7474	3125
Nº medio población (Nx 10 ³)	36557	16319	31103	12364	18975	9077
Reclutamiento (Nx 10 ³)	17716	8771	11898	7233	4813	4639
Edad media (años)	2.469	1.914	2.389	1.913	2.58	2.026
Talla media (CL mm)	27.029	20.935	26.126	20.926	28.265	22.055
F global	0.468	0.644	0.454	0.646	0.431	0.8
Z	0.831	1.161	0.817	1.163	0.794	1.317
BIOMASA						
Captura (t)	106	39	124	24	122	19
Biomasa población (t)	350	93	338	68	252	52
Biomasa reproductores (t)	279	58	290	39	233	33
Reclutamiento (t)	71	35	48	29	19	19
Biomasa virgen (t)	2279.08	444.93	2288.59	326.28	1450.99	271.60
BIOMASA %						
Entradas						
Reclutamiento %	18.29	33.34	16.19	33.37	19.3	42.55
Crecimiento %	81.71	66.66	83.81	66.63	80.7	57.45
Salidas						
Mortalidad natural %	33.68	34.51	32.83	34.45	35.44	32.12
Biomasa capturada %	66.32	65.49	67.17	65.55	64.56	67.88
ANÁLISIS DE RENDIMIENTO POR RECLUTA						
	2000		2001		2002	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Y/R	8.501	3.097	8.303	3.097	9.096	3.38
Y/R _{MSY}	9.025	3.112	8.892	3.115	9.434	3.405
Y/R _(0.1)	9.025	2.742	8.112	2.752	8.395	3.02
B/R	11.892	3.157	11.181	3.148	13.757	3.093
B/R _{MSY}	20.826	3.677	19.503	3.684	21.18	3.739
B/R _(0.1)	35.483	6.564	32.005	6.519	37.107	6.623
SSB	9.891	2.656	9.098	2.647	11.814	2.789
SSB _{máx}	18.762	3.173	17.357	3.18	19.201	3.432
SSB _(0.1)	33.381	6.055	29.825	6.01	35.099	6.31
Factual	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01
F _{MSY}	0.5	0.74	0.49	0.73	0.57	0.7
F _(0.1)	0.21	0.23	0.23	0.23	0.22	0.24

Tabla 5.3. Cont. Análisis de cohortes (LCA) y de R/Y en equilibrio de la gamba rosada (*A. antennatus*) anual (1992-2003).

	2003	
	Hembras	Machos
POBLACIÓN		
Nº medio captura (Nx 10 ³)	5613	2393
Nº medio población (Nx 10 ³)	15184	5727
Reclutamiento (Nx 10 ³)	8009	2681
Edad media (años)	2.592	2.096
Talla media (CL mm)	28.145	22.614
F global	0.343	0.66
Z	0.706	1.177
BIOMASA		
Captura (t)	98	17
Biomasa población (t)	169	38
Biomasa reproductores (t)	137	27
Reclutamiento (t)	32	11
Biomasa virgen (t)	803.02	166.28
BIOMASA %		
Entradas		
Reclutamiento %	13.77	39.77
Crecimiento %	86.23	60.23
Salidas		
Mortalidad natural %	39.79	35.83
Biomasa capturada %	60.21	64.17

ANÁLISIS DE RENDIMIENTO POR RECLUTA

	2003	
	Hembras	Machos
Y/R	8.751	3.419
Y/R _{MSY}	8.935	3.422
Y/R _(0.1)	7.781	2.972
B/R	15.932	3.692
B/R _{MSY}	21.348	3.904
B/R _(0.1)	37.709	7.182
SSB	8.751	3.385
SSB _{máx}	8.935	3.596
SSB _(0.1)	7.781	6.868
Factual	1.01	1.01
F _{MSY}	0.67	0.9
F _(0.1)	0.24	0.25

Tabla 5.4. Resultados del Análisis Virtual de Poblaciones (VPA) de la cohorte promedio 1998-2003 de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Hembras				VPA Resultados		
	Edad	Captura N°	Captura peso (t)	Edad	N° medio	Peso medio
	1	259	0.54	1	11765	24
	2	3957	34.66	2	6055	53
	3	1740	33.14	3	2009	38
	4	530	16.34	4	574	18
	5	166	7.02	5	146	6
	6	45	2.37	6	27	1
gp+		7	0.44	gp+	3	0
Total		6704	94.52	Total	20579	141
Promedio (1998-2003)		7017		SSB		111
Edad media		1.90		Edad media	1.05	
Talla media		31.64		Talla media	21.56	
Machos				VPA Resultados		
	Edad	Captura N°	Captura peso (t)	Edad	N° medio	Peso medio
	1	780	1.57	1	6387	12.86
	2	3046	16.06	2	1886	9.95
	3	451	3.97	3	146	1.29
gp+		12	0.15	gp+	6	0.17
Total		4289	21.75	Total	8426	24.17
Promedio (1998-2003)		3855		SSB		19.16
Edad media		1.28		Edad media	0.68	
Talla media		23.98		Talla media	18.40	

Tabla 5.4. Cont. Resultados del Análisis Virtual de Poblaciones (VPA) de la cohorte promedio 1998-2003 de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Hembras	VPA Resultados--Mortalidades		Hembras	Edad crítica	Talla crítica
	Z	Total F	Stock actual		
Edad			Stock Virgen	2	33.68
				4	49.89
	1	0.385		Biomasa	Porcentaje
	2	1.017	0.022	145.81	
	3	1.229	0.654	Balance de Biomasa (D)	
	4	1.286	0.866	Reclutamiento	3.03
	5	1.499	0.923	Crecimiento	96.97
	6	2.038	1.136	Mortalidad natural	51.30
			1.675	Pesca	94.52
gp+	2.363	2	R/B(media)	3.12	
Media	2.363	2	D/B(media)	103.19	
Global	---	0.326	B(máx)/B(media)	35.85	
			B(máx)/D	34.75	
Machos	VPA Resultados--Mortalidades		Machos	Edad crítica	Talla crítica
	Z	Total F	Stock actual		
Edad			Stock Virgen	1	22.13
				2	29.66
	1	0.639		Biomasa	Porcentaje
	2	2.132	0.122	34.25	
	3	3.601	1.615	Balance de Biomasa (D)	
	4	2.517	3.084	Reclutamiento	17.73
			2	Crecimiento	82.27
gp+	2.517	2	Mortalidad natural	28.18	
Media	2.517	2	Pesca	12.50	36.49
Global	---	0.509	R/B(media)	21.75	63.51
			D/B(media)		25.12
			B(máx)/B(media)		141.68
			B(máx)/D		74.58
					52.64

Tabla 5.5a. Análisis de sensibilidad sobre las variaciones del rendimiento por recluta de hembras de la gamba rosada (*A. antennatus*) a cambios del 10% y un 20% de los parámetros biológicos de k, b y M.

Parámetros	Y/R	Biomasa	SSB
Variando M un 10%			
Linf,k,to,a,b,M,F			
'ooooooo'	8.20	11.65	9.57
'ooooo-o'	8.75	11.94	9.84
'ooooo+o'	7.68	11.36	9.31
Variando M un 20%			
'ooooooo'	8.20	11.65	9.57
'ooooo-o'	9.32	12.24	10.10
'ooooo+o'	7.18	11.07	9.06
Variando k y M simultáneamente un 10%			
'ooooooo'	8.75	15.94	13.85
'o-ooo-o'	8.75	17.71	15.38
'o-ooo+o'	7.26	16.44	14.18
'o+ooo-o'	10.11	15.37	13.42
'o+ooo+o'	8.75	14.49	12.59
Variando k y M simultáneamente un 20%			
'ooooooo'	8.75	15.94	13.85
'o-ooo-o'	8.75	19.92	17.31
'o-ooo+o'	5.66	16.78	14.34
'o+ooo-o'	11.36	14.78	12.95
'o+ooo+o'	8.75	13.29	11.54
Variando b y M simultáneamente un 10%			
'ooooooo'	8.75	15.94	13.85
'oooo--o'	3.86	6.94	5.94
'oooo+o'	3.28	6.51	5.53
'oooo+-o'	23.4	39.29	34.79
'oooo++o'	19.88	36.72	32.36
Variando b y M simultáneamente un 20%			
'ooooooo'	8.75	15.94	13.85
'oooo--o'	1.7	3.03	2.55
'oooo+o'	1.23	2.68	2.22
'oooo+-o'	62.66	97.44	87.77
'oooo++o'	45.21	84.83	75.72

Tabla 5.5b. Análisis de sensibilidad sobre las variaciones del rendimiento por recluta de machos de la gamba rosada (*A. antennatus*) a cambios del 10% y un 20% de los parámetros biológicos de k, b y M.

Parámetros	Y/R	Biomasa	SSB
Variando M un 10%			
Linf,k,to,a,b,M,F			
'ooooooo'	3.09	3.13	2.63
'ooooo-o'	3.29	3.22	2.72
'ooooo+o'	2.91	3.05	2.55
Variando M un 20%			
'ooooooo'	3.09	3.13	2.63
'ooooo-o'	3.49	3.32	2.8
'ooooo+o'	2.73	2.96	2.47
Variando k y M simultáneamente un 10%			
'ooooooo'	3.09	3.14	2.64
'o-ooo-o'	3.09	3.49	2.93
'o-ooo+o'	2.69	3.27	2.73
'o+ooo-o'	3.46	3	2.54
'o+ooo+o'	3.09	2.85	2.40
Variando k y M simultáneamente un 20%			
'ooooooo'	3.09	3.14	2.64
'o-ooo-o'	3.09	3.92	3.3
'o-ooo+o'	2.26	3.41	2.82
'o+ooo-o'	3.79	2.87	2.44
'o+ooo+o'	3.09	2.61	2.2
Variando b y M simultáneamente un 10%			
'ooooooo'	3.09	3.14	2.64
'oooo--o'	1.52	1.55	1.29
'oooo+o'	1.35	1.47	1.22
'oooo+o'	7.1	6.73	5.72
'oooo++o'	6.28	6.35	5.38
Variando b y M simultáneamente un 20%			
'ooooooo'	3.09	3.14	2.64
'oooo--o'	0.75	0.77	0.64
'oooo+o'	0.59	0.69	0.56
'oooo+o'	16.32	14.46	12.46
'oooo++o'	12.76	12.87	10.97

Tabla 5.6. Valores de Rendimiento por Recluta de la zona de Baleares de gamba rosada (*A. antennatus*) variando la luz de malla del copo de la red y el factor de esfuerzo de pesca. Resultados obtenidos a mediante los programas VIT y ANALEN.

F	40 mm	40 mm	60 mm	80 mm
	VIT	ANALEN	ANALEN	ANALEN
0.5	10.369	10.74	8.93	0.25
1	9.4077	9.58	10.81	0.5
2	7.8687	8.01	12.06	-

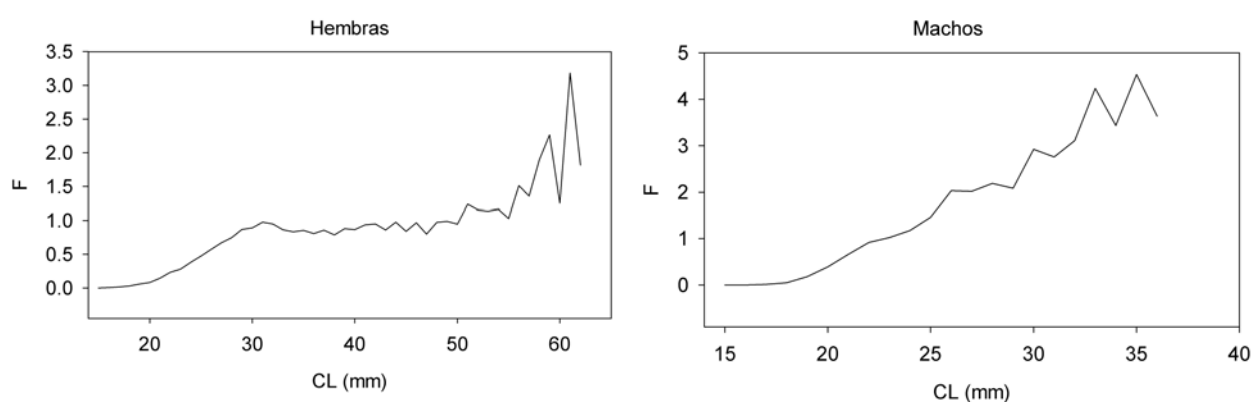


Figura 5.1. Vectores de mortalidad por pesca por clase de talla de la pseudocohorte 1998-2003 de gamba rosada (*A. antennatus*) obtenidos (hembras y machos) a partir del LCA.

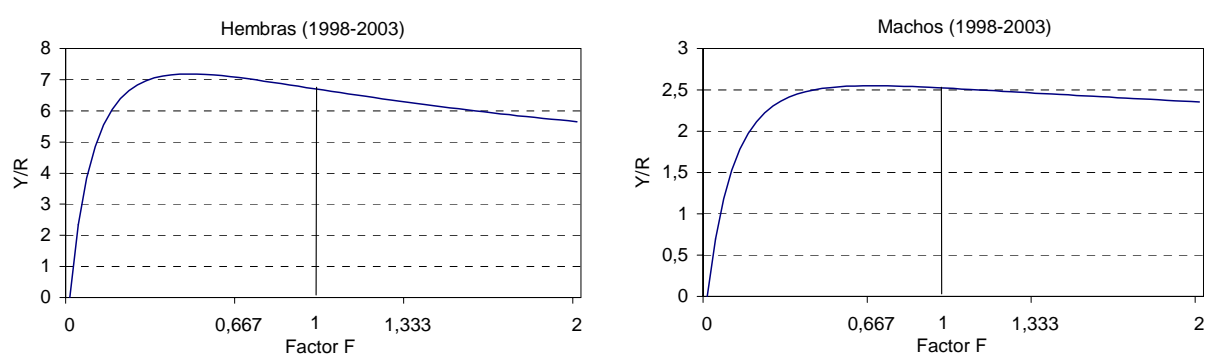


Figura 5.2. Curvas de Rendimiento por Recluta (Y/R) en equilibrio, variando el esfuerzo desde 0 hasta 2, para la cohorte promedio (1992-2003) de gamba rosada (*A. antennatus*).

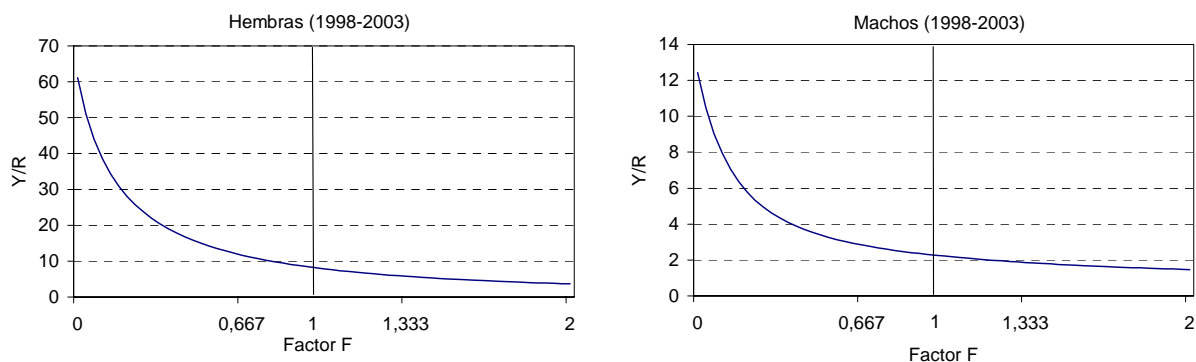


Figura 5.3. Curvas de Biomasa Reproductora por Recluta SSB/R en equilibrio, variando el esfuerzo desde 0 hasta 2, para la cohorte promedio (1992-2003) de gamba rosada (*A. antennatus*).

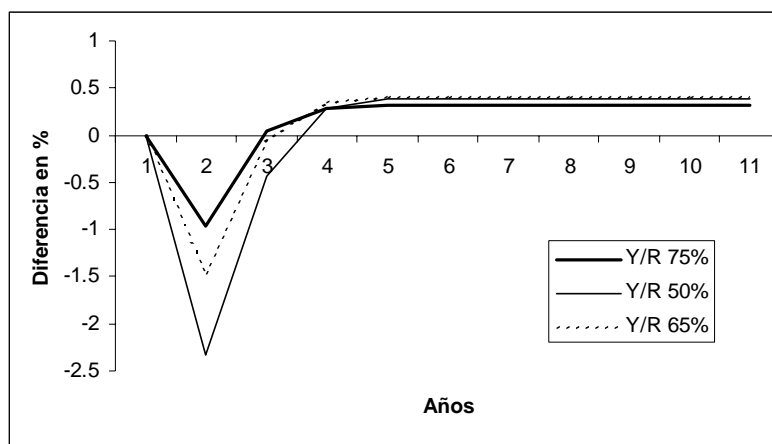


Figura 5.4. Análisis de transición de Y/R de la gamba rosada (*A. antennatus*) variando disminuyendo el esfuerzo en un 25, 35 y 50%.

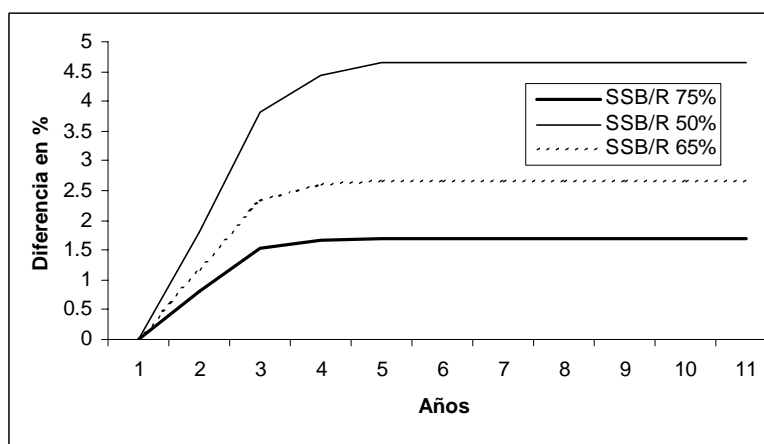


Figura 5.5. Análisis de transición de Y/SSB de la gamba rosada (*A. antennatus*) variando disminuyendo el esfuerzo en un 25, 35 y 50%.

5.2. Modelos estructurales fuera de equilibrio. VPA Separable y Análisis Extendido de Supervivencia (XSA)

El desarrollo del VPA separable se debe a Pope (1977,1979) y a Pope y Shepherd (1982). El método del VPA separable calcula las tasas instantáneas de mortalidad pesquera y abundancias por clase de edad a partir de la matriz de captura por clase de edad, bajo la asunción del modelo de un patrón de explotación constante en un determinado intervalo de tiempo.

Ya se ha mencionado anteriormente (apartado 4.2) la importancia de la capturabilidad en las evaluaciones de los stocks y con el método calibrado de Análisis Extendido de Supervivencia (XSA) se puede estimar la capturabilidad por clase de edad empleando los índices de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota comercial del puerto estudiado, Palma, teniendo en cuenta la relación que existe entre la CPUE y la abundancia (Shepherd, 1992).

5.2.1. Datos empleados

En las evaluaciones de stocks de las zonas Mediterráneas se suelen usar modelos estructurales dentro del equilibrio, como los considerados hasta ahora. Con este trabajo se pretende avanzar en el conocimiento del estado de explotación de la gamba rosada aplicando modelos estructurales como el VPA separable y el XSA, ambos trabajando fuera del equilibrio, menos frecuentemente usados. Es por ello que se ha considerado interesante presentar una información general sobre los fundamentos teóricos en los que se basan estos modelos. Además, estos análisis se han llevado a cabo con las serie de datos entre 1992 y el año 2004, lo que permite una actualización de la evaluación.

Los datos empleados fueron la matriz de captura por clase de edad anuales (Capítulo 3.5) por sexo. Los parámetros sensibles al modelo fueron los parámetros de crecimiento absoluto y relativo por sexo (Capítulo 3.3), la talla de primera madurez (Capítulo 3.7) y la tasa instantánea de mortalidad natural (Capítulo 3.4). Los análisis se realizaron por sexos combinados. Para la matriz de captura por clase de edad de la población total se combinaron las matrices de captura por edad por sexo, y por lo tanto se integraron, las diferencias inherentes en el crecimiento de los dos sexos. El peso medio por clase de edad se obtuvo ponderando el número y el peso por clase de edad por sexo.

Para la calibración en el modelo de XSA se empleó la flota del puerto Palma, como flota de calibración, que representó entre un 50 y un 30% de la captura total desembarcada.

5.2.2. Separable VPA

5.2.2.1. Metodología

El VPA separable determina valores de mortalidades pesqueras a partir de una matriz de datos de captura estructurada por edad. El modelo asume simplemente que la mortalidad pesquera por clase de edad para cualquier año, es el producto de la mortalidad pesquera ejercida plenamente en un año ($F_0(y)$, efecto año) y de un patrón de explotación dependiente de la edad ($S(a)$, efecto edad). Es decir, descompone (separa) la mortalidad pesquera por clase de edad y año, en dos componentes: uno debido a la edad, que se denomina selección por clase de edad; y el otro componente debido al año, que se denomina mortalidad pesquera total plenamente ejercida en un año determinado. y tenemos que:

$$F(a,y) = S(a) * F_0(y)$$

a = edad, y = año, Siendo $F(a,y)$ la mortalidad pesquera de una clase de edad en un año, $S(a)$ el patrón de explotación dependiente de la edad y $F_0(y)$ la mortalidad pesquera plenamente ejercida (efecto año).

Además de la matriz de captura por edad, el VPA separable requiere estimaciones de i) la mortalidad natural, ii) la edad de referencia para el patrón de selección (la más capturada), iii) el valor de selección terminal (St) con respecto a la unidad de selección, es decir, la mortalidad pesquera relativa a la edad de referencia para la última edad verdadera (No grupo plus) y iv) valores de mortalidad pesquera de la edad de referencia en el último año (Ft).

En primer lugar se determinó la edad de referencia, eligiendo la edad más capturada en los últimos cuatro años. La selección de St se realizó graficando las diferentes opciones y seleccionando las St cuyo perfil de explotación fue más acorde con un perfil de explotación de un arte de arrastre. Es decir, aquel que dio a partir de la edad de referencia el perfil de una curva plana y también teniendo en cuenta cual de los posibles valores que cumplían esta condición dio el menor error residual.

Para la elección de Ft existe un fenómeno de convergencia, a partir del cual los valores de F pueden ser considerados como independientes de los valores de Ft iniciales. A partir de la primera simulación del programa, se obtuvieron los valores de F_s medias de la zona de convergencia por cohorte y estos valores se emplearon como Ft de la siguiente simulación. La elección de la Ft final fue realizada con ayuda de información externa como la que relaciona las series de valores de F con el esfuerzo y con el valor que dio menor error residual.

Para eliminar la influencia de la fuerza de la clase anual, como por ejemplo el efecto del reclutamiento, el VPA separable

transforma la matriz de captura, en la matriz de los logaritmos de la relación de las capturas de las cohortes ($D_{a,y}$), es decir: captura de la edad siguiente y el año siguiente entre la captura de la edad y el año anterior.

$$D_{(a,y)} = \ln(C_{(a+1,y+1)} / (C_{a,y}))$$

Dados unos valores estimados de $\hat{F}_0(y)$ y $\hat{S}(a)$, La matriz estimada $\hat{D}(a,y)$ puede ser descrita en términos de F y N , sin depender de la abundancia de las clases. El objetivo es minimizar la matriz de residuos totales de la matriz de los logaritmos de las capturas observadas y estimada es decir:

$$R_{(a,y)} = D_{(a,y)} - \hat{D}_{(a,y)}$$

El VPA Separable asume que el patrón de explotación no ha cambiado en toda la serie. Sin embargo, el programa permite relajar la asunción de patrón de explotación constante dando un peso ponderativo de 1 a los errores de los últimos seis años y de 0.001 a los errores de los años previos. Los resultados obtenidos están muy influenciados por los parámetros iniciales seleccionados y por los valores de los años recientes. Para el cálculo de los parámetros usa la minimización de los errores al cuadrado.

Para realizar todos los análisis se utilizó el programa informático "Lowestoft VPA suite 3.2" (Darby y Flatman, 1994).

5.2.2.2. Resultados

La primera edad que aparece en la pesquería, la denominada clase de reclutamiento, en el caso de la gamba rosada es la edad 1 y corresponde al reclutamiento al arte. El reclutamiento, por tanto, se estima para dicha clase. Es importante remarcar que consideramos el reclutamiento a la edad 1 porque es la

primera edad que aparece bien representada, aunque no totalmente, en las áreas de pesca, y que la estimación de nuestra población se realiza para las zonas explotadas.

Los resultados del VPA separable que se presentan son los resultados obtenidos en la simulación final después de la selección de parámetros del modelo que mejor se ajustaron a los datos analizados. En la Tabla 5.7 se presentan los parámetros de la población y los parámetros utilizados en el modelo del VPA separable final.

Entre los resultados más destacados a comentar referente a la selección de parámetros del modelo esta la edad de referencia para el patrón de selección, que fue la edad 2. Se seleccionó la edad 2 porque fue la edad a la que el patrón de selección se estabilizó mostrando una curva asintótica plana, la denominada “q plateau”, que es la curva de selección típica del arte de arrastre. El valor de selección terminal St , a partir de la edad de referencia 2 seleccionado fue de 1 por la misma razón. En la Figura 5.6 se presenta la curva de selección para valores de selección terminal entre 0.5 y 1.6, comprobándose que el valor de St igual a 1 fue el que presentó el patrón de selección plano a partir de la edad 2. La mortalidad pesquera terminal Ft , considerando la edad de referencia de 2 y la St de 1, convergió a valores en torno a 0.5 obteniendo también el menor error residual. En la Figura 5.7 se presenta el gráfico de mortalidad pesquera terminal anual para la serie analizada y diferentes valores terminales entre 0.5 y 0.8. Se estimó de forma externa al programa la relación entre el esfuerzo de pesca y las Ft de cada año, mostrando el mejor valor de correlación ($R^2 = 0.45$) cuando la Ft del último año y de la última edad fue de 0.5 (Figura 5.8). Una vez seleccionados los parámetros, los errores

residuales pasaron de 81.417 a 6.474 en 52 iteraciones.

Una vez obtenidos los mejores parámetros que dieron el valor residual más bajo se realizó la simulación final. El modelo también evidenció un buen ajuste a los datos de captura. Los residuos del logaritmo de la captura (Tabla 5.8) fueron en general inferiores a 0.5. Los valores más elevados correspondieron preferentemente al ratio de la edad 1 con la 2 debido a que la edad 1 no está totalmente representada en las capturas, como ya se ha mencionado, y cuyas capturas fluctúan dependiendo de los años. En la Figura 5.9 se presentan gráficamente los residuos de log de las capturas por edad y año. Los valores residuales mostraron un efecto año para la primera edad con la segunda con valores negativos y más elevados durante los primeros años. Las siguientes edades mostraron patrones de explotación estables con residuos bajos y con cambios de signo de un año a otro, que indican que no se dieron ni efectos año, ni efectos edad, ni cambios de patrón de explotación permanentes.

La matriz de mortalidad pesquera (Tabla 5.9) presentó valores muy bajos para la edad 1, inferiores a 0.13. A partir de la edad 2 aumentó aproximándose a 1. A partir de 1998 la mortalidad por pesca mostró una tendencia decreciente con valores de mortalidad por edad y año para el resto de edades entre 0.7 y 0.3. La mortalidad promedio para toda la serie para las edades 2-4 se situó en torno a 0.5, e inferior para la edad 1 (0.05) y para la edad 5 (0.3).

En la Tabla 5.10 se presentan los valores de abundancia por edad y año de la población. El reclutamiento en número representó en promedio el 55% del número total de individuos en la población. Este valor

se mantuvo para toda la serie, a excepción del último año (2004) en que cayó al 29%. Las estimaciones de reclutamiento variaron entre el 50 y el 67%. Las estimaciones más elevadas de reclutas se dieron entre los años 1997 y 1999 (63-67%). Excluyendo la primera edad (los reclutas) las edades mejor representadas en la población fueron las edades 2 y la 3, que juntas representaron en promedio el 42% de la población. Los años con una representación menor correspondieron a los años entre 1997 y 1999, mientras que para el resto de años se mantuvo la proporción de individuos de estas dos edades conjuntamente entre el 42 y el 47%. La excepción a estos valores se dio en el año 2004 en que las edades 2 y 3 representaron el 60% de la captura. Las edades 4 y 5 representaron una pequeña proporción de la población total que se situó en promedio en un porcentaje del 4% y variaron entre el 1 y el 7%, a excepción del año 2004 en que representaron el 12%. Como era de esperar los resultados de la composición de la población obtenidos por el VPA separable fueron muy similares en proporción por edad a los obtenidos en la captura. Los resultados obtenidos para el año 2004 alteran el patrón observado hasta el año 2003 debido a que los resultados del último año siempre son los que generalmente pueden presentar un peor ajuste, al ser el punto de partida de las estimaciones de mortalidad por pesca.

La comparación de los resultados obtenidos con el VPA separable y el VPA estándar para la pseudocohorte de 1998-2003, mostró para las estimaciones de mortalidad global por ambos métodos valores similares.

Las estimaciones finales de F a partir del análisis de VPA tradicional o análisis de cohortes por edades, presentaron pequeñas diferencias con las obtenidas a partir del VPA separable, indicando una elevada similitud entre ambos tipos de modelos. Los residuos de F ($F_{sep}-F_{vpa}$) se presentan en la Tabla 5.11.

En la Tabla 5.12 se presenta el resumen de los resultados del VPA separable. A lo largo de la serie de los valores de reclutamiento, biomasa y biomasa reproductora, presentaron valores mínimos entre 1996 y 1998, y los menores valores del año 2004 ya comentados para el reclutamiento. La tendencia de la F_{BAR} fue decreciente para toda la serie, con valores de en torno a 1 para los años iniciales a valores entre 0.3 y 0.4 para los últimos 6 años. La relación entre el reclutamiento y el stock reproductor también mostró una tendencia decreciente con fluctuaciones en los últimos años de la serie.

Tabla 5.7. Parámetros empleados en el VPA separable.

PARÁMETROS	Hembras	Machos	Total
Linf	75.5	42	
K	0.249	0.422	
To	-0.39436	-0.65	
A	0.00244	0.00246	
B	2.47255	2.4311	
L50	26	21	
M	0.363	0.517	0.517
Ft	1	0.5	0.5
St	1	1	1
Edad de ref.	2	2	2
GRUPO PLUS	7+	4+	6+

Tabla 5.8. Matriz de los residuos del log de las capturas del VPA separable de la gamba rosada (*A. antennatus*). TOT = Suma total de los residuos por edad y año. WTS = Valor ponderado asignado a los residuos en el ajuste del modelo.

Años	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97	1997/98	1998/99
Edades							
1/ 2	-0.602	-0.642	-0.692	-0.704	-0.799	-0.272	-0.924
2/ 3	-0.419	-0.332	0.102	-0.058	0.318	0.198	0.189
3/ 4	0.278	0.42	0.325	0.243	0.314	0.042	0.152
4/ 5	0.638	0.185	-0.232	0.245	-0.443	-0.134	0.305
TOT	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001
WTS	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Años	1999/00	2000/01	2001/02	2002/03	2003/04	TOT	WTS
Edades							
1/ 2	-0.042	0.134	-0.011	0.095	-0.172	0	0.429
2/ 3	0.323	0.124	-0.1	-0.064	-0.283	0	0.651
3/ 4	-0.014	-0.02	0.054	0.052	-0.074	0	1
4/ 5	-0.448	-0.295	0.04	-0.129	0.831	0	0.399
TOT	0	0	0	0	0	-2.297	
WTS	1	1	1	1	1		

Tabla 5.9. Matriz de mortalidad por pesca del VPA separable de la población total de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Edad							
1	0.0621	0.0719	0.0729	0.0824	0.068	0.1067	0.0521
2	0.6627	0.7415	1.0144	0.9649	1.165	0.9773	0.7722
3	1.0563	1.1084	1.2522	1.0636	1.1533	1.0609	0.7259
4	1.0544	0.866	0.7881	1.0111	0.7137	0.7995	0.8617
5	0.7856	0.6269	0.7587	0.928	0.7736	1.0001	0.7143
+gp	0.7856	0.6269	0.7587	0.928	0.7736	1.0001	0.7143
FBAR 1- 5	0.7242	0.6829	0.7773	0.81	0.7747	0.7889	0.6252
Año	1999	2000	2001	2002	2003	2004	FBAR 1-5
Edad							
1	0.0696	0.0945	0.069	0.0585	0.0453	0.074	0.0592
2	0.5815	0.5897	0.525	0.3919	0.29	0.5207	0.4008
3	0.4476	0.5703	0.5307	0.5575	0.3648	0.5799	0.5007
4	0.3421	0.4649	0.49	0.3832	0.4488	0.5166	0.4495
5	0.4515	0.6178	0.5786	0.3968	0.3607	0.2714	0.343
+gp	0.4515	0.6178	0.5786	0.3968	0.3607	0.2714	
FBAR 1- 5	0.3785	0.4675	0.4387	0.3576	0.3019	0.3925	

Tabla 5.10. Matriz de abundancias ($N \times 10^3$) del VPA separable de la población de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Edad								
1	48865	39051	31415	27999	21618	27123	36397	45104
2	29932	27383	21671	17416	15376	12043	14536	20602
3	10136	9200	7779	4686	3957	2860	2703	4005
4	2165	2102	1811	1326	965	745	590	780
5	676	450	527	491	288	282	200	149
+gp	153	118	103	275	120	142	78	59
TOTAL	91926	78303	63305	52194	42323	43194	54504	70698
Año	2000	2001	2002	2003	2004	2005	GMST 92-04	AMST 92-04
Edad								
1	40035	38261	32951	31709	12660		34467	35347
2	25088	21721	21293	18533	18071	7011	19948	20642
3	6868	8295	7662	8581	8269	6402	5634	6195
4	1526	2315	2909	2616	3553	2761	1389	1567
5	330	572	846	1183	996	1264	388	437
+gp	60	51	311	421	655	751		
TOTAL	73907	71215	65973	63042	44204	18189		

Tabla 5.11. Matriz de residuos (Fsep-Fvpa) de la población total de gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Edad							
1	-0.0586	-0.0541	-0.0657	-0.0575	-0.0685	-0.0242	-0.0538
2	-0.1528	-0.1093	0.0789	0.0203	0.2432	0.0929	0.0567
3	0.1798	0.1939	0.2467	0.0482	0.1624	0.1103	-0.0431
4	0.2483	0.025	-0.1366	0.0773	-0.1975	-0.0747	0.1545
5	-0.0298	-0.2239	-0.1768	-0.0167	-0.1482	0.1157	-0.0012
Año	1999	2000	2001	2002	2003	2004	
Edad							
1	0.0016	0.0143	-0.005	-0.004	-0.0066	-0.0001	
2	0.1221	0.0483	0.025	-0.0301	-0.0606	0.0207	
3	-0.0462	-0.0116	-0.0067	0.104	-0.012	0.0425	
4	-0.112	-0.0703	-0.0042	-0.0339	0.1023	0.0223	
5	-0.0079	0.0763	0.0786	-0.0251	0.0102	-0.2286	

Tabla 5.12. Resumen del VPA separable. Reclutamiento (RECLUT.) en miles ($N \times 10^3$), biomasa total (TOTALBIO), biomasa reproductora (TOTSPBIO) y Capturas en toneladas.

Años	RECLUT.	TOTALBIO	TOTSPBIO	CAPTURAS	Y/SSB	FBAR 1- 5
	Edad 1					
1992	48865	843	721	260	0.3606	0.7242
1993	39051	685	587	228	0.3882	0.6829
1994	31415	600	522	224	0.4294	0.7773
1995	27999	472	402	158	0.3927	0.81
1996	21618	383	329	143	0.4349	0.7747
1997	27123	336	269	103	0.3836	0.7889
1998	36397	408	317	93	0.2932	0.6252
1999	45104	522	409	100	0.2443	0.3785
2000	40035	647	547	145	0.2653	0.4675
2001	38261	659	564	148	0.2626	0.4387
2002	32951	668	586	141	0.2407	0.3576
2003	31709	666	587	115	0.1958	0.3019
2004	12660	537	511	140	0.2738	0.3925
Media	33322	571	489	154	0.3204	0.5784

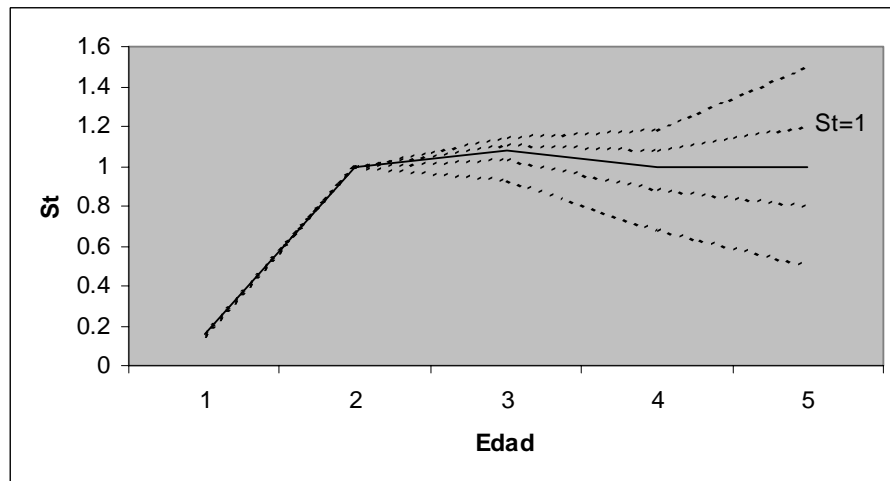


Figura 5.6. Valor de Selección terminal (St) a partir de la edad de referencia = 2 para la gamba rosada (*A. antennatus*).

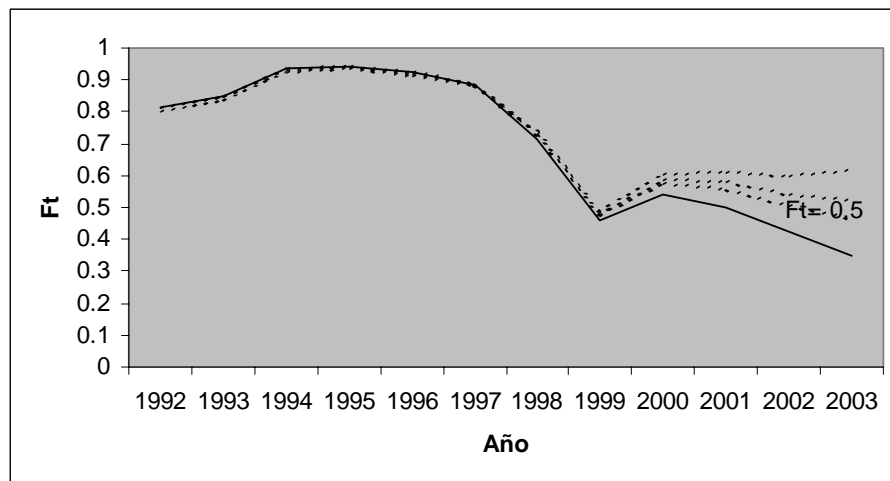


Figura 5.7. Valor Mortalidad pesquera terminal (F_t) a partir de la edad de referencia = 2 y de $St = 1$ para la gamba rosada (*A. antennatus*).

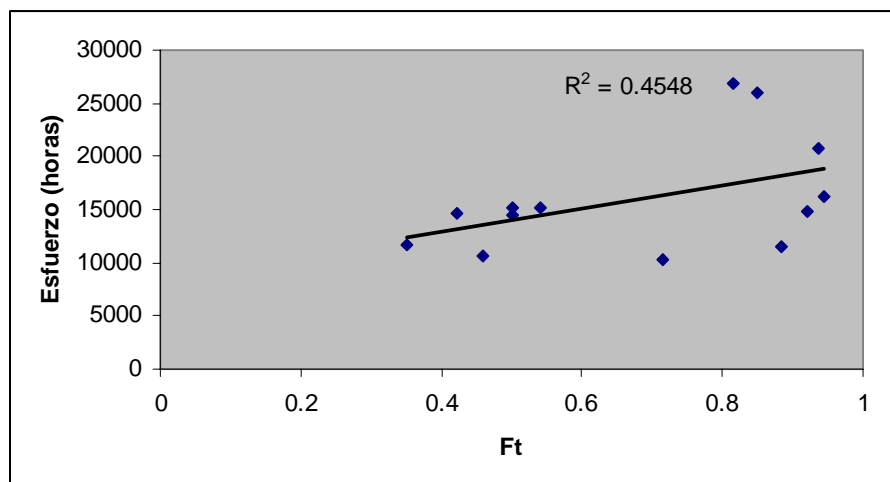


Figura 5.8. Correlación entre la mortalidad pesquera terminal (F_t) y el esfuerzo pesquero (horas) de la gamba rosada (*A. antennatus*).

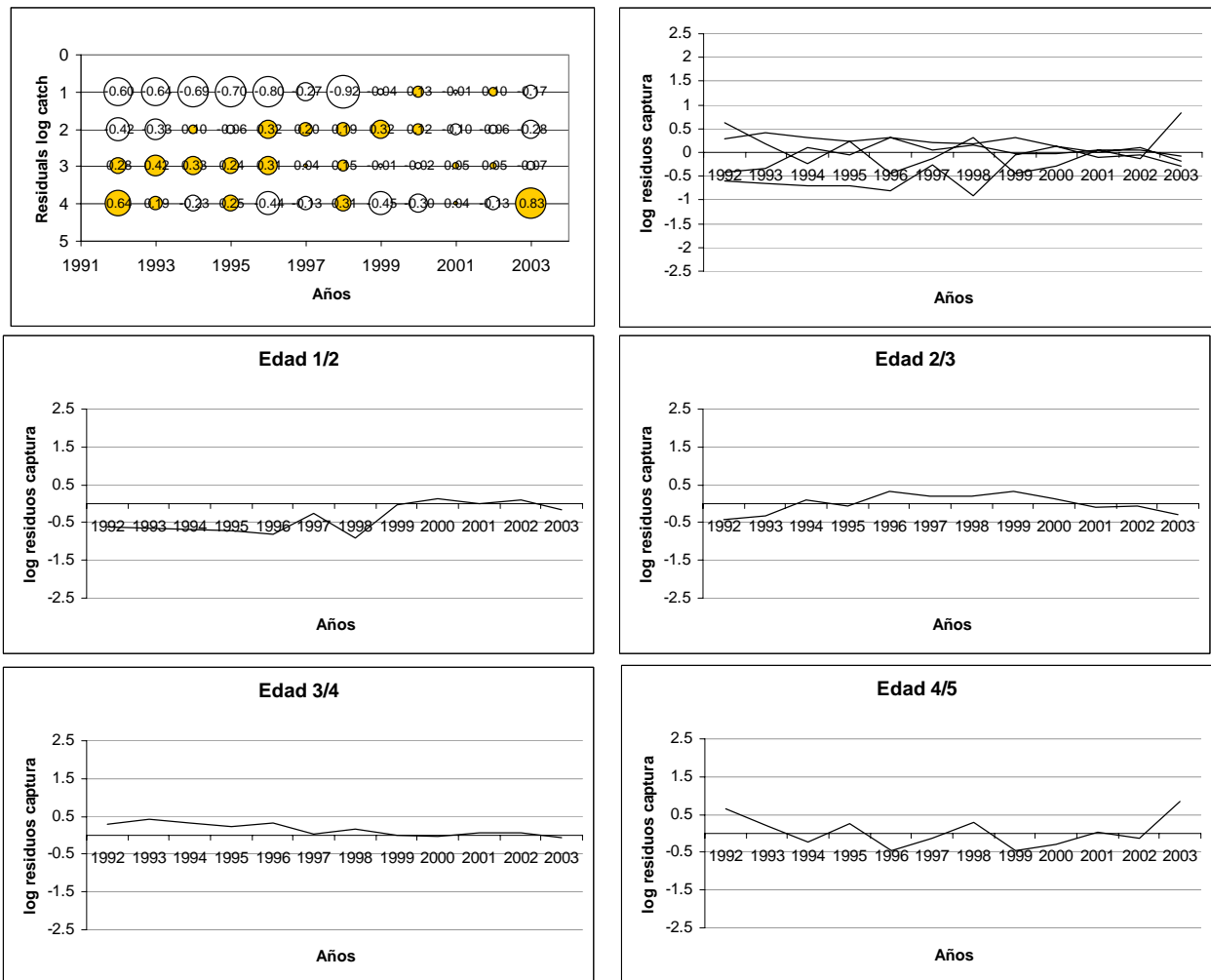


Figura 5.9. Gráfico de los residuos del cociente del logaritmo de la captura por edad de toda la población de la gamba rosada (*A. antennatus*).

5.2.3. Analisis Extendido de Supervivencia (XSA)

El XSA permite una mejor estimación de la abundancia y del reclutamiento al considerar la captura por unidad de esfuerzo, que es una medida de la abundancia de la población, y permite estimar un parámetro de suma importancia para la definición del patrón de explotación como es la capturabilidad. De esta forma la evaluación alcanza un grado de precisión más alto.

5.2.3.1. Metodología

El XSA estima la capturabilidad por clase de edad estableciendo la relación entre la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y la abundancia (Shepherd, 1992). El algoritmo iterativo que se desarrolla parte de la asunción de que la CPUE (U) de cada índice está relacionada con la abundancia (N) siguiendo un modelo de regresión calibrativo o un modelo de capturabilidad constante. Las bases teóricas del modelo desarrollado se establecen en las siguientes fórmulas:

$$U(y,a,f) = q(a,f) A(y,a,f) N(y,a)$$

q = capturabilidad, a = edad, y = año, f = flota, A es un factor de ponderación asociado al tiempo de actuación del índice. Es el factor que transforma el índice o flota de calibración a 1 de enero de cada año.

Y por tanto finalmente queda:

$$\hat{U}'(y, a, f) = \frac{U(y, a, f)}{A(y, a, f)}$$

U' es la CPUE estimada, corregida por A para que pueda ser comparada con la N a través de la capturabilidad.

Las estimaciones de la abundancia se derivan entonces de la relación:

$$\hat{N}_{est}(y, a, f) = \frac{\hat{U}'(y, a, f)}{q_{est}(a, f)}$$

El método asume que la abundancia derivada del VPA (N_{vpa}) es exacta y Nest son estimas de esos valores.

Para el cálculo de las estimaciones de la abundancia (N) a partir de estos índices (Nest(y,a,f)) que derivan de los valores ajustados de CPUEs y q (capturabilidad) de las flotas hay dos métodos, que difieren en función del modelo aplicado para estimar la capturabilidad por clase de edad:

- un análisis de regresión calibrativa ("power model") dependiente de la abundancia de la clase anual para las edades de reclutamiento
- el modelo de capturabilidad media ("mean q model") para las edades reclutadas.

Se pueden combinar ambos métodos para diferentes rangos de edades, según la dependencia o no, que asumamos entre la capturabilidad y la abundancia de la clase anual. Es decir, que se puede tratar un cierto rango de edades jóvenes como reclutas ("power model" modelo dependiente de la fuerza de la clase anual) y al resto de las edades aplicar el modelo de capturabilidad constante ("q model" modelo de proporcionalidad directa, edades completamente reclutadas).

Las estimaciones de las capturabilidades para la última edad, dependen directamente de la abundancia o de la F terminal, para iniciar el VPA. Para evitar esta influencia el XSA asume que a partir de una determinada edad, la capturabilidad es constante para todas las siguientes edades. Es decir, fija el perfil de capturabilidad a partir de aquella edad en el que se considera que la capturabilidad "debería" ser constante. Lo que da estabilidad y robustez al modelo.

A las estimaciones de las abundancias terminales (supervivientes) hace falta añadir los parámetros de la calibración que son el conjunto de ajustes que definen el modelo.

Para realizar todos los análisis se utilizó el programa informático "Lowestoft VPA suite 3.2" (Darby y Flatman, 1994).

5.2.3.2. Resultados

El conjunto de parámetros empleados para el ajuste final del modelo se presentan en la Tabla 5.13. No se empleó la opción de ponderar el peso de la serie ya que la calidad de los datos de toda la serie fue similar.

La calibración mediante la flota de Palma empleando las edades de la 1 a la 5, dio para la edad 1 residuos muy elevados, por lo que para la calibración final dicha edad se excluyó. La calibración final se realizó con la información de la flota entre las edades 2 y 5. Los resultados mostraron residuos en general bajos (Tabla 5.14; Figura 5.10). Sin embargo, en el año 1999 para las edades 2 y 3 los residuos se situaron en torno a 1, valor considerado muy elevado y que indica poca precisión de las estimaciones para esas edades de este año. Otro residuo importante correspondió a la edad 5 del último año de la serie. Por otra parte se dio efecto año para los años 1995, 1999 y 2001. No se observaron cambios definitivos en el patrón de explotación, aunque sí se dieron periodos con residuos todos negativos y periodos todos positivos. No obstante, en general los residuos fueron bajos y pocos valores salieron del intervalo entre 0.5 y - 0.5 (outliers). La flota de calibración parece que reflejó únicamente la dinámica de la población para las edades completamente capturadas y más abundantes en la pesquería. La capturabilidad por edad explicada por el modelo mediante los errores estándar disminuyó en general con la edad a

excepción de la última edad verdadera para el modelo (edad 5) (Tabla 5.15) probablemente debido al elevado residuo del último año, que introdujo ruido adicional en las estimaciones del último año.

El análisis de regresión de los log de las CPUEs y de las abundancias del VPA de la población (Tabla 5.16) indicó que la pendiente no fue significativamente diferente de 1 para las edades consideradas en el modelo 2, 3 y 5. El modelo de proporcionalidad directa de la abundancia de la población fue por tanto el apropiado para estas edades. Sin embargo, los valores de la pendiente fueron negativos indicando que la capturabilidad aumentó cuando la abundancia disminuyó. Por otra parte se dio un valor positivo de la pendiente para la edad 4, los residuos para esta edad fueron muy bajos, y el coeficiente de correlación de los puntos de la regresión (Reg. S. E) elevado, lo que indicó una elevada correlación entre la abundancia y la CPUE para esta edad.

A modo de resumen en las Tablas 5.17 y 5.18 se presentan las matrices de F y N. La comparación de los resultados del XSA con los obtenidos con el VPA separable (VPA sep) pone de manifiesto una gran similitud entre ambos análisis. Las estimaciones de F para todas las edades fueron ligeramente inferiores en el análisis de XSA y los valores promedio anuales fluctuaron entre 0.5 y 0.2. Los valores medios anuales más bajos correspondieron a los años 1996-1999, entre 0.2 y 0.3, mientras que los años iniciales y finales de la serie presentaron un valor medio de F próximo a 0.5. Los valores promedio de mortalidad pesquera por edad fueron también muy parecidos, aunque ligeramente superiores para las edades 3-5 en el XSA. Las estimaciones de abundancia por edad y año fueron consecuentemente superiores para el XSA.

En la Tabla 5.19 se presenta el resumen de resultados de XSA. Lo más destacable es la tendencia decreciente de la biomasa total y la biomasa reproductora desde el inicio de la serie. Los reclutamientos han fluctuado, con años de reclutamientos más elevados (1992, 1996, 1999, 2003) seguidos de años de menores reclutamientos, aunque en términos generales el reclutamiento presentó también una tendencia decreciente para el conjunto de la serie.

El valor medio se situó en torno a 42 millones de individuos para todo el periodo, y de 38 millones para el periodo más reciente 6 y 7 años si consideramos el año 2004 de la serie. En promedio la biomasa de la población se situó en torno a 800 t y 700 t para la biomasa reproductora. En el periodo reciente se estimó una biomasa total en torno a 700 t y 650 t para la biomasa reproductora.

La comparación de los análisis de VPA sep y del XSA para el reclutamiento (Figura 5.11) mostró una tendencia global decreciente para ambos modelos, pero con discrepancias en los años 1997-99 y 2002-04. El VPA sep reflejó la historia de las capturas, disminuyendo las estimaciones de reclutamiento desde el inicio de la serie hasta el año 1997, al mismo tiempo que disminuyeron las capturas de las edades más jóvenes. A partir de 1997 hasta 1999 se dio un aumento de las capturas de individuos de las edades 1 y 2, y el VPA separable muestra también un aumento de las estimaciones de reclutamiento para estos años. A partir de 1999 el reclutamiento se ha mantenido bastante estable y las capturas también se han mantenido desde el año 2000 con valores similares entre 120 y 140 t, y con una composición de la estructura de la población también más parecida. Para los últimos 6 años, que son los que tienen un mayor peso en los análisis, las estimaciones

de reclutamiento por ambos modelos fueron coincidentes validando los resultados obtenidos en el XSA. Las estimaciones de reclutamiento por el XSA presentaron un patrón más estable, con una tendencia suave decreciente, con máximos puntuales en los años 1992, 1996, 1999, 2001 y 2003. El VPA sep mostró aumentos relativos en los años 1999 y 2001, pero el reclutamiento cae para los dos últimos años de la serie.

La evolución de la biomasa total (Figura 5.12) por el VPA sep y por el XSA fue similar hasta el año 1999. Las estimaciones de abundancia por el XSA presentaron, como en el caso del reclutamiento, un patrón más estable. A partir de 1999 se produce una cierta discrepancia entre ambos modelos, aunque las estimaciones absolutas fueron más parecidas. Las estimaciones de biomasa total de la población se estabilizaron para el VPA sep, mientras que disminuyeron en el XSA. Los índices de abundancia (CPUE) para la serie han mostrado esta tendencia de disminución, que se refleja también en el análisis del XSA.

La mortalidad pesquera disminuyó desde el inicio de la serie hasta el año 1999 (Figura 5.13) volviendo a valores similares a los iniciales a partir del año 2000. En general para ambos modelos la mortalidad por pesca disminuyó hasta el año 1999. (Tabla 5.13) pero para los últimos años se dio una tendencia opuesta entre ambos modelos.

La relación entre la estimación de la biomasa del año actual con reclutamiento del año siguiente, ya que los reclutas corresponderían a los nacidos en el año anterior (Figura 5.14) no mostró ninguna relación clara entre la biomasa y el stock reproductor dándose reclutamientos elevados tanto para biomasa del stock reproductor elevadas como bajas.

Tabla 5.13. Parámetros del XSA.

FLota	Parámetros del ajuste	
	Años: 1992-2004	Edades 2-5
Palma		
Pesos temporales de la serie (Taper –Time)		No
Rango de calibración	Todo	2-5
Edad de captura dependiente del tamaño de la población		No
q constante		2
F shrinkage se		1.0
Intervalo de años		4
Intervalo de edades		3

Tabla 5.14. Matriz del log de los residuos de q de la población total de gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Edad							
2	-0.70	-0.48	-0.26	0.46	-0.3	0.57	0.74
3	-0.46	-0.08	-0.41	0.57	0.02	0.50	0.13
4	-0.05	-0.03	0.06	0.31	-0.01	0.11	0.05
5	0.41	0.66	0.90	0.43	0.00	0.13	0.07
Año	1999	2000	2001	2002	2003	2004	
Edad							
2	1.10	0.47	-0.63	-0.66	-0.55	0.22	
3	1.09	0.18	-0.51	-0.50	-0.74	0.21	
4	0.28	-0.08	-0.04	-0.19	-0.55	0.14	
5	0.55	-0.65	-0.19	0.28	0.25	1.57	

Tabla 5.15. Valores promedio del log de q y Error Estándar (S.E.) de las edades con capturabilidad independiente de la fuerza de la clase anual de la población total de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Edad	2	3	4	5
Media Log q	-6.5157	-5.7836	-5.0991	-5.0991
S.E.(Log q)	0.6168	0.5242	0.2173	0.6446

Tabla 5.16. Análisis de Regresión lineal de los log de las CPUEs y de las abundancias del VPA de toda la población de la gamba rosada (*A. antennatus*). R^2 = coeficiente de correlación de los puntos de la regresión. Reg s.e. = Error Estándar de los coeficientes de regresión. N = número de puntos de la regresión.

Edad	Pendiente	t-valor	Intercepción	R^2	N	Reg s.e	Q Media	T-test
2	1.91	-0.54	3.26	0.03	13	1.22	-6.52	0.59996
3	1.47	-0.459	4.23	0.08	13	0.8	-5.78	0.65517
4	0.62	4.131	6.21	0.91	13	0.09	-5.1	0.00167
5	6.58	-4.013	-8.4	0.04	13	2.36	-4.76	0.00204

Tabla 5.17. Matriz de mortalidad pesquera del XSA de toda la población de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Edad								
1	0.0500	0.0559	0.0535	0.0526	0.0322	0.0759	0.0501	0.0752
2	0.5603	0.5643	0.7155	0.6296	0.6027	0.3589	0.4896	0.5673
3	0.8309	0.7875	0.6987	0.4945	0.4655	0.2799	0.1428	0.2146
4	0.7793	0.5060	0.3823	0.2945	0.1859	0.1606	0.1031	0.0419
5	0.5047	0.3408	0.2919	0.2694	0.1103	0.1340	0.0751	0.0288
+gp	0.5047	0.3408	0.2919	0.2694	0.1103	0.1340	0.0751	0.0288
FBAR 1- 5	0.5450	0.4509	0.4284	0.3481	0.2793	0.2019	0.1721	0.1855
Año	2000	2001	2002	2003	2004	FBAR **_**		
Edad								
1	0.1035	0.0746	0.0631	0.0359	0.0235	0.0408		
2	0.6804	0.6121	0.4400	0.3214	0.3957	0.3857		
3	0.5456	0.6897	0.7410	0.4335	0.6971	0.6238		
4	0.1717	0.4532	0.5955	0.7541	0.6940	0.6812		
5	0.0501	0.1504	0.3507	0.7495	0.6327	0.5776		
+gp	0.0501	0.1504	0.3507	0.7495	0.6327			
FBAR 1- 5	0.3103	0.3960	0.4380	0.4589	0.4886			

Tabla 5.18. Matriz de abundancia del XSA de la población total de la gamba rosada (*A. antennatus*). GMST = Media geométrica. AMST = Media aritmética.

Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Edad								
1	61152	50557	42976	43834	45440	38176	38343	42447
2	35160	34685	28509	24291	24799	26236	21101	21747
3	12378	11973	11763	8312	7718	8093	10928	7712
4	2754	3216	3248	3488	3023	2889	3648	5649
5	970	753	1156	1322	1549	1497	1467	1962
+gp	212	192	220	724	634	741	564	766
TOTAL	112626	101377	87872	81971	83163	77633	76051	80283
Año	2000	2001	2002	2003	2004	2005	GMST	AMST
Edad								
1	37265	36028	31033	40336	39422	0	41825	42477
2	23477	20036	19940	17374	23204	23013	24982	25453
3	7354	7090	6478	7658	7512	9347	8840	9073
4	3711	2541	2121	1841	2960	2244	3201	3299
5	3230	1864	963	697	517	889	1408	1521
+gp	575	164	345	238	327	270		
TOTAL	75612	67723	60881	68144	73943	35764		

Tabla 5.19. Sumario del XSA de la población total de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Año	Reclutamiento	Biomasa total	Biomasa reproductora	Capturas	Y/SSB	FBAR 1-5
1992	61152	1034	881	260	0.2950	0.5450
1993	50557	905	778	228	0.2929	0.4509
1994	42976	878	770	224	0.2908	0.4284
1995	43834	811	702	158	0.2251	0.3481
1996	45440	814	701	143	0.2041	0.2793
1997	38176	763	668	103	0.1543	0.2019
1998	38343	813	717	93	0.1297	0.1721
1999	42447	867	761	100	0.1314	0.1855
2000	37265	849	756	145	0.1918	0.3103
2001	36028	679	589	148	0.2515	0.3960
2002	31033	605	527	141	0.2673	0.4380
2003	40336	624	523	115	0.2198	0.4589
2004	39422	628	549	140	0.2550	0.4886
Media	42078	790	686	154	0.2237	0.3618

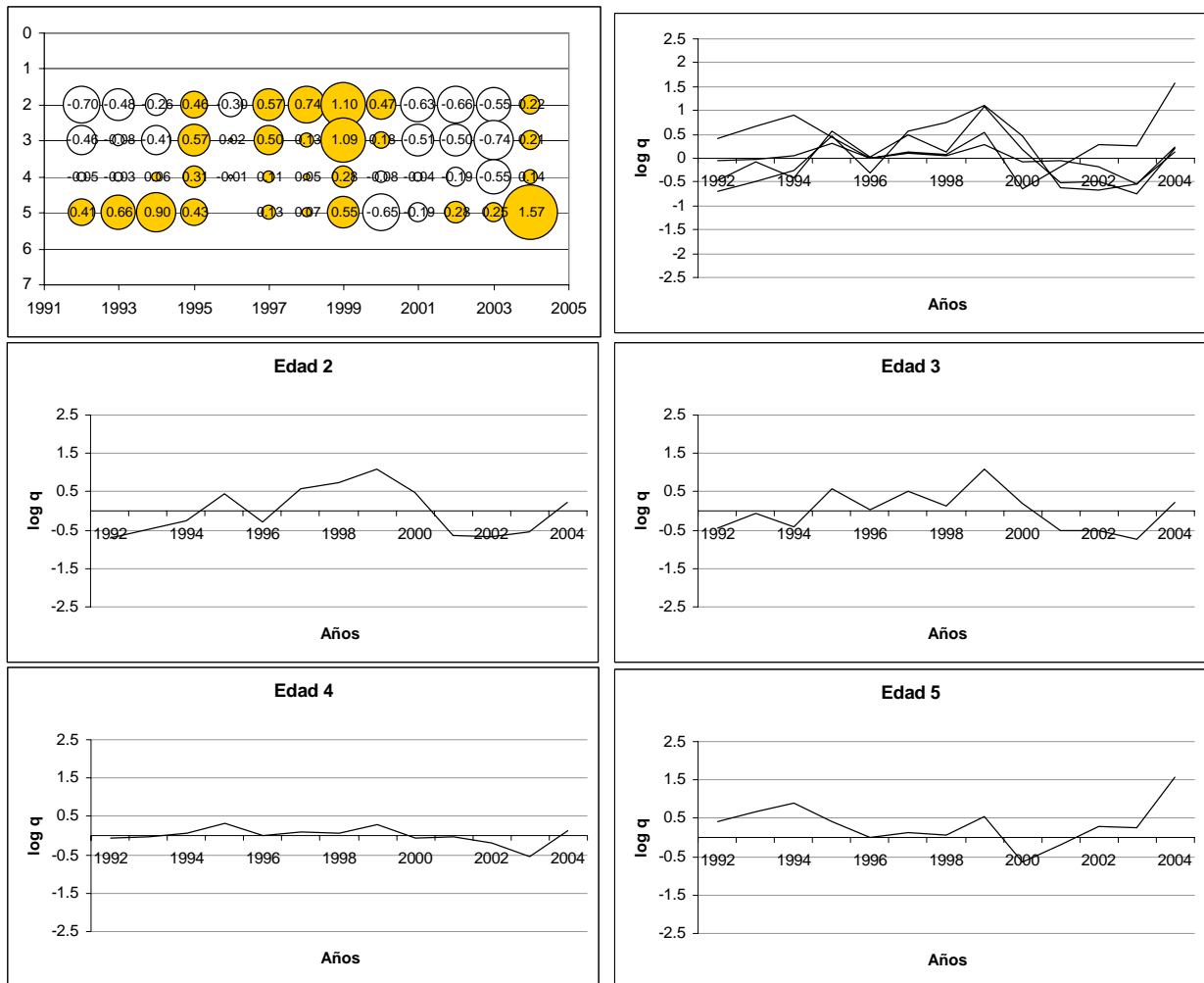


Figura 5.10. Gráfico de residuos de los log residuos de q de la población total de la gamba rosada (*A. antennatus*) para la flota de Palma (Edades 2-5).

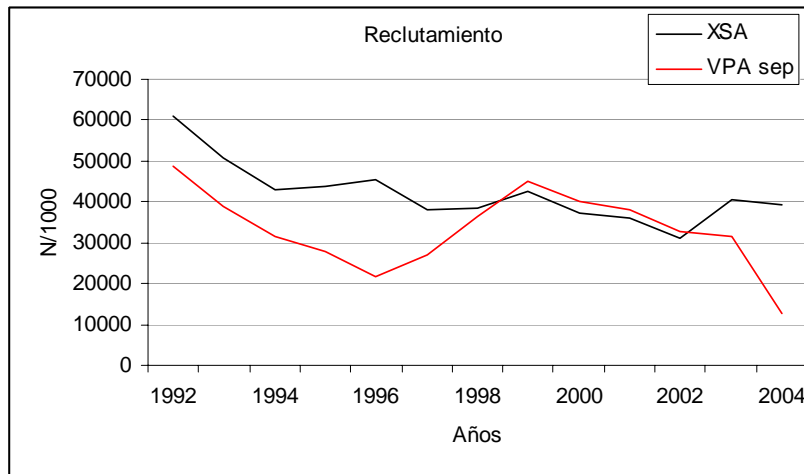


Figura 5.11. Reclutamiento anual de la gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca.

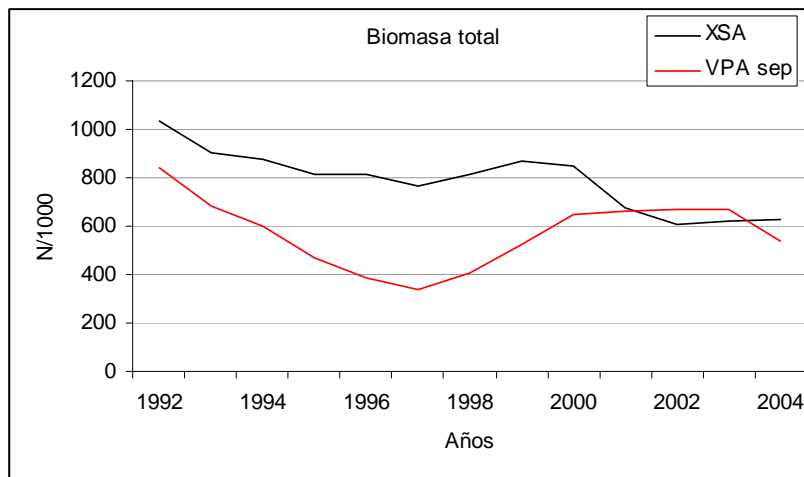


Figura 5.12. Evolución de la biomasa total de gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca.

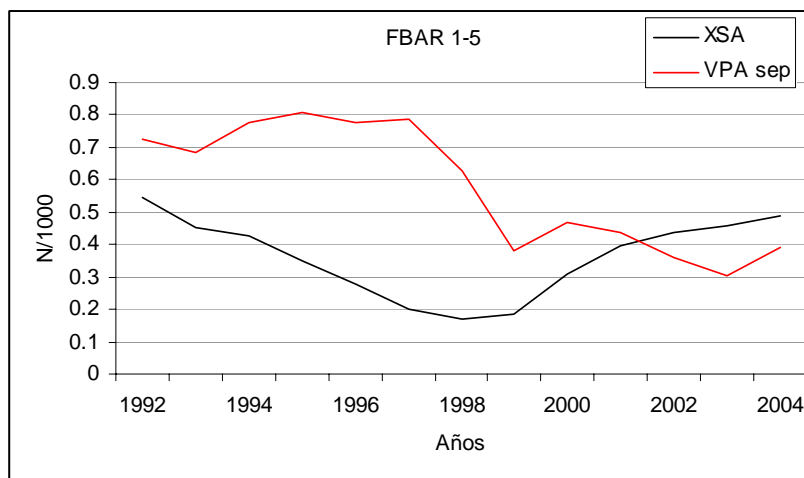


Figura 5.13. Mortalidad pesquera anual de la gamba rosada (*A. antennatus*) en Mallorca.

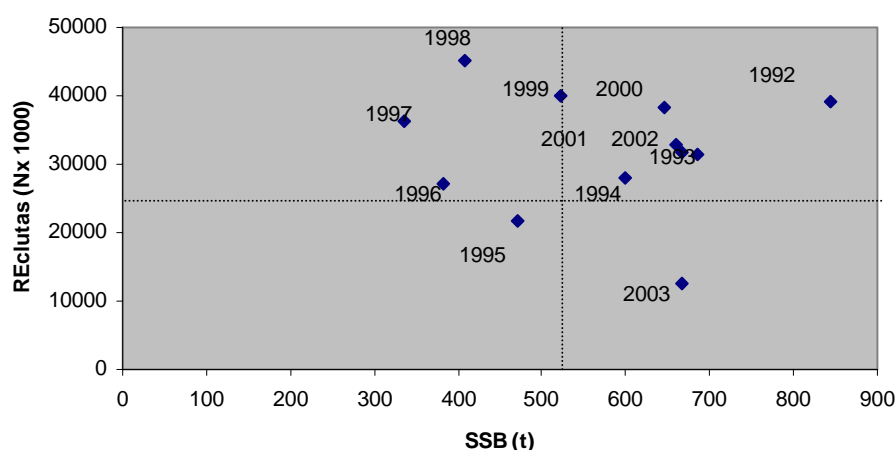


Figura 5.14. Relación entre la abundancia de reclutas del año siguiente con la biomasa reproductora del año actual de gamba rosada (*A. antennatus*).

5.2.4. Análisis retrospectivo

Los análisis retrospectivos sirven para comprobar si se dan patrones sesgados de las estimaciones de F , Biomasa y Reclutamiento por la aplicación de las metodologías de evaluación, ya que dichos sesgos pueden producir errores en las recomendaciones y causar problemas en la gestión del recurso.

5.2.4.1. Metodología

Mediante el programa informático de análisis retrospectivo RETVPA00:EXE del programa informático Lowestoft VPA (Darby y Flatman, 1994), es posible determinar un patrón consistente de la evaluación, analizando los sesgos por sub o sobrestimación de los valores de F y del número de individuos por edad que se producen en la aplicación de estos métodos (Rivard *et al.*, 2003; Darby, 2003).

El programa realiza una serie de evaluaciones a partir del último año, decreciendo año a año en las sucesivas evaluaciones a partir del XSA. Ello simula los resultados de las evaluaciones con series

progresivamente más cortas. Todos los parámetros de entrada se mantienen constantes. Los valores estimados para la evaluación derivada de todos los datos disponibles (la evaluación más reciente) se asumen como el caso real, y se denomina evaluación verdadera. La evaluación verdadera es comparada con las estimaciones de las simulaciones previas. La precisión de una metodología de evaluación es determinada por la capacidad de predecir consistentemente la evaluación verdadera. Son necesarios al menos 5 años de datos para realizar la primera simulación. En la gamba rosada se dispuso de 13 años de información realizándose las simulaciones a partir del año 1996 hasta el 2004.

5.2.4.2. Resultados

En general, para las estimaciones de mortalidad pesquera los resultados fueron relativamente consistentes año tras año (Figura 5.15). Se dio una sobrestimación en el modelo hasta 1999, y a partir del año 2000, la tendencia fue de subestimación. El modelo para el reclutamiento y la biomasa reproductora también fue consistente y mostró una tendencia decreciente suave

para ambas estimaciones, (Figura 5.16 y Figura 5.17). Para la biomasa reproductora se dio una subestimación en relación a la evaluación verdadera, mientras que, las estimaciones de reclutamiento presentaron mayor variabilidad. Históricamente se dieron

al menos cuatro años en los que el nivel de reclutamiento fue sobrestimado (entre 1996 y 1999). En los últimos años se dio también una sobrestimación del reclutamiento sistemática (2001-2003).

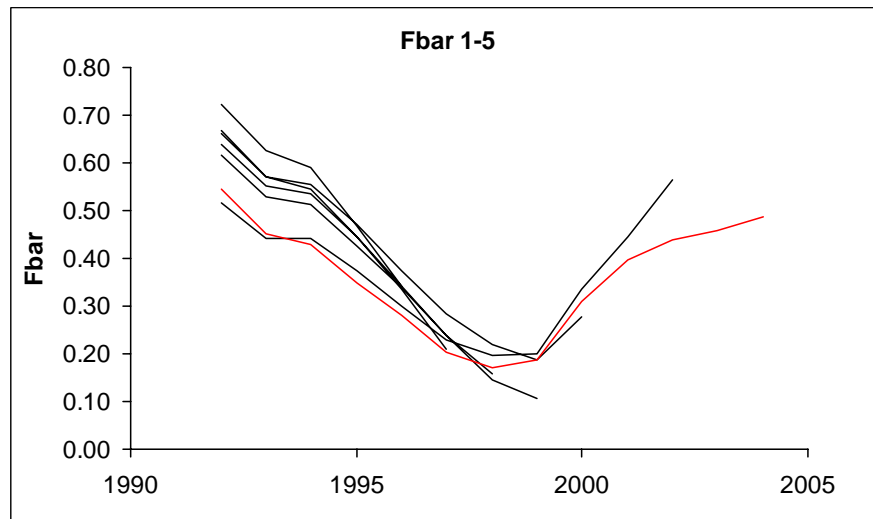


Figura 5.15. Análisis retrospectivo de las series de XSA estimadas para la mortalidad pesquera promedio de las evaluaciones entre 1996 y 2004.

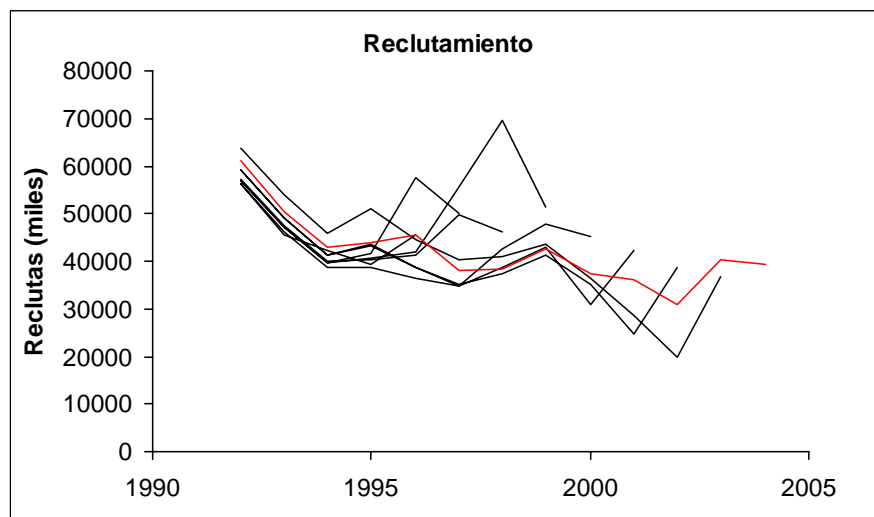


Figura 5.16. Análisis retrospectivo de las series de XSA estimadas para el reclutamiento de las evaluaciones entre 1996 y 2004.

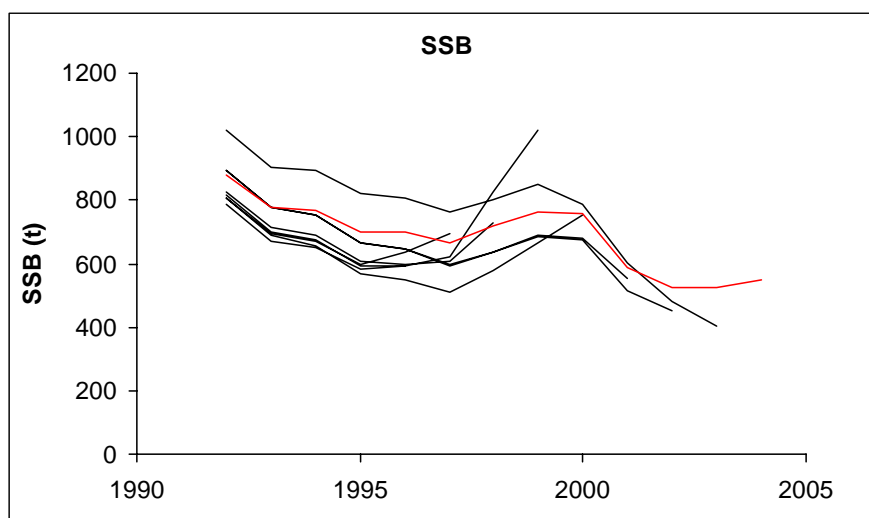


Figura 5.17. Análisis retrospectivo de las series de XSA estimadas para la biomasa de la población reproductora (SSB) de las evaluaciones entre 1996 y 2004.

5.2.5. Proyecciones deterministas

Los análisis de Rendimiento por Recluta (Y/R), son proyecciones deterministas a corto o largo plazo asumiendo el modelo de explotación actual, para investigar los efectos de cambios en el patrón de explotación

5.2.5.1. Metodología

Los análisis de Rendimiento por Recluta a corto plazo se realizaron mediante el programa informático MFDP.exe (Darby y Flatman, 1994) desarrollado para el ICES en el CEFAS (Centre for Fisheries & Aquaculture Science) Lowestoft laboratory.

Los análisis de Rendimiento por Recluta a largo plazo se realizaron mediante el programa informático MFYPR2a.exe (Darby y Flatman, 1994), a partir de los resultados obtenidos en el XSA.

Ambos tipos de análisis se realizaron para una F_{BAR} para las edades 1-5 y para un intervalo de edades más reducido 2-4, excluyendo las edades extremas más variables. Los resultados fueron muy

parecidos y sólo se presentan los resultados finales obtenidos para valores de F_{BAR} 2-4.

A partir de estas proyecciones a largo plazo se estimaron los Puntos de Referencia Biológicos (BRPs) que son guías útiles para la conservación y para la gestión, ya que resumen las características biológicas y de la explotación (Maguire y Azevedo, 2003). Se seleccionaron los puntos de referencia objetivo: $F_{máx}$ como el punto de referencia límite, $F_{0.1}$, y $F_{SPR35\%}$, el nuevo punto de referencia (Caddy y Mahon, 1995; Cadima, 2003) de un valor de F para una biomasa reproductora un 35% inferior

5.2.5.2. Resultados

A corto plazo

En la Tabla 5.20 y Figura 5.18 se presentan los resultados que muestran el pronóstico de captura a diferentes niveles de mortalidad pesquera en los años 2005, y 2006 y del stock reproductor en el año 2007. Los resultados muestran que las capturas al nivel de esfuerzo actual aumentarían en el año 2006 y se situarían alrededor de las 300 t, mientras que el stock reproductor se

mantendría en valores similares a los actuales, en torno a 800 t.

A largo plazo

El análisis de rendimiento por recluta a largo plazo (Tabla 5.21, y Figura 5.19) mostró que con el patrón de explotación actual la especie estaría en una situación próxima al óptimo. La evolución de la biomasa reproductora para diferentes valores de mortalidad por pesca (F) indica que la biomasa reproductora no se encuentra muy alejada del punto de referencia precautorio (p_a) ($F_{SPR35\%}$). A los valores actuales de F la proporción de biomasa reproductora por recluta es en relación a la de la ausencia de pesca del orden del 42%. Sin embargo, teniendo en cuenta que la evaluación presentó una tendencia decreciente tanto de la biomasa reproductora como de la estimación de reclutamiento y siguiendo los criterios de precaución (que determinan que la imprecisión de la estimación debe ser incluida en la fase de diagnóstico), se establece una biomasa de precaución (B_p), para dar mayor seguridad a los resultados. En el caso de la gamba rosada, para obtener dicho valor de seguridad bastaría adoptar el punto de referencia biológico $F_{0.1}$ (Tabla 5.21) que se obtendría con una reducción del esfuerzo actual en torno a un 30% y que

representa un aumento de biomasa reproductora por recluta del 14%.

Los análisis de Y/R a largo plazo a partir del análisis de cohortes (LCA), del VPA estándar (VPA) y del VPA sep mostraron resultados similares. Sin embargo, los dos primeros análisis fueron realizados por sexos, y mostraron un patrón de sobreexplotación a largo plazo para las hembras, y subexplotación para los machos. En el VPA estándar el rendimiento máximo para las hembras, se obtendría con un esfuerzo que fuese el 70% del esfuerzo actual, y el punto objetivo $F_{0.1}$ se obtendría a un 25%. En el LCA el rendimiento máximo se obtendría al 50% del esfuerzo actual. Teniendo en cuenta que el análisis realizado ahora, a partir de la matriz de sexos combinados, incorpora las abundancias de las edades 1, 2 y 3 de los machos, y que éstos fundamentalmente contribuyen a la población con las edades 2 y 3, los resultados obtenidos mejoran la estimación de peso por recluta. En el VPA sep el punto de referencia $F_{0.1}$ se aproxima al punto de referencia para obtener el rendimiento máximo para las hembras. Los resultados obtenidos de los análisis a largo plazo muestran que la especie esta explotada al máximo.

Tabla 5.20. Pronóstico a corto plazo del status del stock y estimación de la captura en el año 2006.

2005					
Biomasa	SSB	FMult	FBar	Capturas	
2308	2308	1	0.7235	324	
2006					
SSB	FMult	FBar	Landings	Biomasa	SSB
2004	0	0	0.00	1431	1431
2004	0.1	0.0724	41.12	1344	1344
2004	0.2	0.1447	79.99	1261	1261
2004	0.3	0.2171	117.05	1185	1185
2004	0.4	0.2894	151.39	1113	1113
2004	0.5	0.3618	184.38	1046	1046
2004	0.6	0.4341	215.56	983	983
2004	0.7	0.5065	244.94	924	924
2004	0.8	0.5788	272.50	868	868
2004	0.9	0.6512	298.71	817	817
2004	1	0.7235	323.57	768	768
2004	1.1	0.7959	347.07	722	722
2004	1.2	0.8682	369.67	680	680
2004	1.3	0.9406	390.91	640	640
2004	1.4	1.0129	410.79	602	602
2004	1.5	1.0853	429.77	567	567
2004	1.6	1.1576	447.85	534	534
2004	1.7	1.23	465.02	503	503
2004	1.8	1.3023	481.29	474	474
2004	1.9	1.3747	496.65	446	446
2004	2	1.447	511.57	421	421

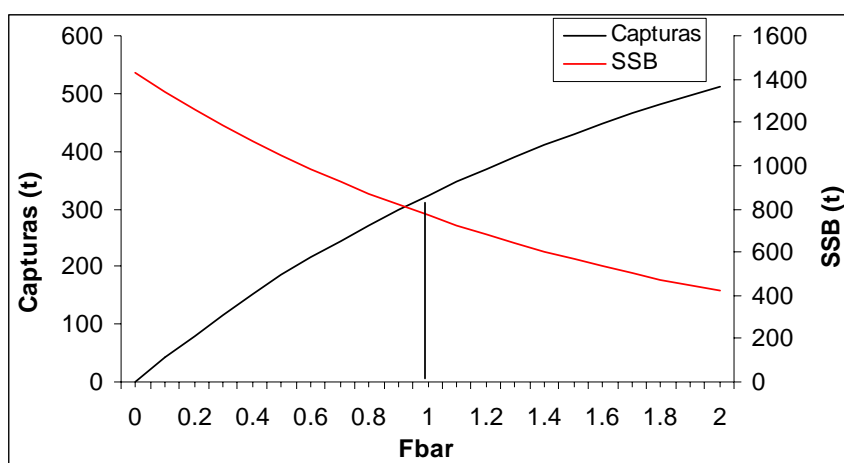
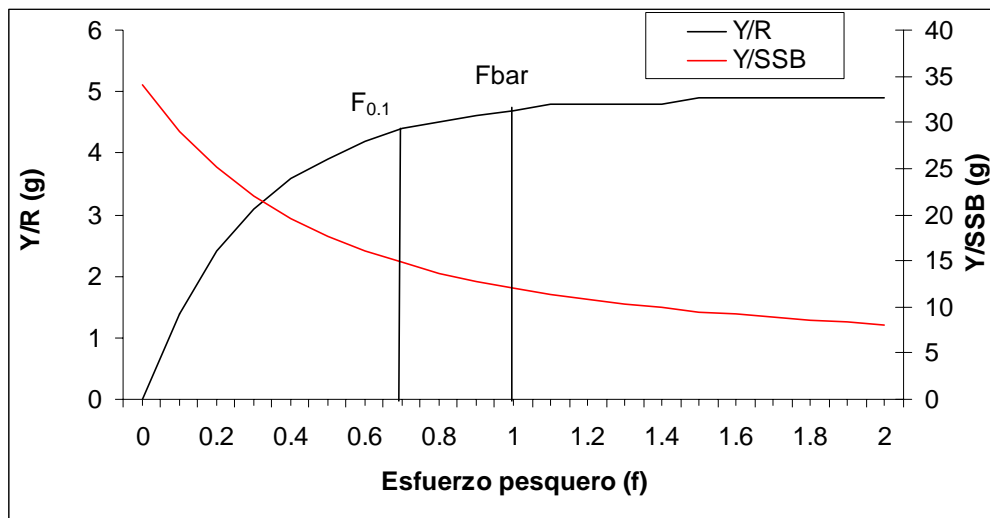
Figura 5.18. Proyección a corto plazo de la captura y el stock reproductor variando el nivel de mortalidad pesquera de la gamba rosada (*A. antennatus*).

Tabla 5.21. Puntos de referencia biológicos a largo plazo para la gamba rosada (*A. antennatus*).

Puntos de referencia	F relativo	F absoluto	Y/R	Y/SSB
Fbar(1-5)	1	0.5450	4.7	16.4
FMax	2.2837	1.2447	10.7	37.5
F0.1	0.6901	0.3761	4.4	19.1
F35%SPR	0.9903	0.6740	4.7	16.4

Figura 5.19. Proyección a largo plazo de rendimiento por recluta y rendimiento del stock reproductor por recluta en relación a diferentes niveles de mortalidad pesquera de la gamba rosada (*A. antennatus*).

5.3. Modelos de producción fuera de equilibrio

Los modelos de producción suponen un crecimiento natural de la biomasa de la población de un recurso pesquero dependiente de la densidad propia de la población. La variación de la biomasa viene regulada por procesos de compensación como los debidos a la depredación y competición. En ausencia de explotación puede suponerse que una población aumentará su biomasa hasta un determinado límite que viene determinado por la capacidad de carga del ecosistema (carrying capacity).

En una primera aproximación la capacidad de carga (k) del ecosistema no variará con el tiempo, a pesar de que puede haber fluctuaciones. Por tanto, suponiendo que la biomasa de un recurso pesquero variara en torno a un valor medio, cuyo valor k se puede considerar constante y es uno de los parámetros de los modelos de producción, la biomasa del recurso tiende a crecer de manera asintótica, siguiendo una curva sigmoideal. La tasa de crecimiento no es constante y será mayor cuando el nivel de biomasa sea bajo y decrecerá a medida que la biomasa se aproxime al valor máximo.

En el presente apartado se presentan los resultados del análisis del estado de explotación de la gamba rosada utilizando dichos modelos (Carbonell y Azevedo, 2003).

5.3.1. Datos empleados y metodología

Los modelos de producción de Fox (Yoshimoto y Clarke, 1993) y Schaefer (1954) fueron probados para dos series de datos de CPUEs y considerando diferentes medidas de esfuerzo (Tabla 5.22). Una serie larga (1957-2001) empleando como CPUE kg por caballo de vapor (Kg/CV) y una serie

corta (1991-2001) considerando los Kg por hora, (Kg/h).

La bondad del ajuste de los modelos, fue estimada por la proporción de la varianza en la CPUE explicada para el modelo Schaefer y por el coeficiente de determinación múltiple para el modelo de Fox. Estas estimaciones sirvieron luego, para seleccionar la serie de CPUE más apropiada para estimar los puntos de referencia biológicos para la pesquería.

Modelo de Schaefer (1954)

Considera la tasa instantánea de crecimiento natural de biomasa, $f(B_t)$, como una función lineal decreciente de la biomasa de la población. El modelo de Schaefer aplicado en la presente memoria es una versión dinámica del modelo clásico que estima la biomasa, B , en el siguiente año como una función de la biomasa de año corriente siguiendo una relación no lineal con la siguiente expresión:

$$B_{y+1} = (r-F_y)B_y \exp(r-F_y) / (r-F_y) + (r/k)B_y(\exp(r-F_y)-1)$$

Donde, F es el coeficiente de mortalidad pesquera.

r es la tasa instantánea de crecimiento de la biomasa.

k capacidad de carga del ecosistema, definida como la biomasa límite determinada por la capacidad del ecosistema.

Los análisis fueron realizados mediante el programa informático ASPIC (Prager, 1994). Los parámetros fueron estimados por el método de mínimos cuadrados de la distribución no lineal de los errores entre los valores observados y estimados de la captura por unidad de esfuerzo (U) (*método de error del proceso*).

Se realizó un análisis de los residuos por inspección visual y mediante el estadístico Durbin-Watson (Draper y Smith, 1981) para chequear evidencias de violación

de la normalidad y de correlación serial de los residuos.

Asimismo se probó la sensibilidad del modelo por ajuste a diferentes valores iniciales para la biomasa al inicio del periodo, r , K y q (Prager, *op. cit.*).

Modelo de Fox (1970)

En este modelo la tasa instantánea relativa de crecimiento natural de la población es una función exponencial decreciente de la biomasa. La versión del modelo de Fox utilizado ha sido la versión integrada de modelo de regresión lineal múltiple propuesta por Yoshimoto y Clarke, 1993 y conocida como IFOX, con la siguiente ecuación:

$$\ln(U_{y+1}) = b_1 + b_2 (\ln U_y) + b_3 (f_y + f_{y+1})$$

Donde y representa el año, U representa la CPUE y f es el esfuerzo. Para un intervalo de tiempo constante de $T=1$.

Los coeficientes del modelo fueron:

$$b_1 = 2r \ln(qk)/(2+r); \quad b_2 = (2-r)/(2+r); \\ b_3 = -q/(2+r)$$

Donde r es la tasa instantánea de crecimiento de la biomasa, k capacidad de carga del ecosistema, definida como la biomasa límite determinada por la capacidad del ecosistema y q es el coeficiente de capturabilidad, definido como la fracción de la biomasa capturada por unidad de esfuerzo.

Los parámetros fueron estimados por el método de mínimos cuadrados minimizando la suma del logaritmo de las diferencias entre los CPUEs observados y estimados (*método de error de observación*).

Una inspección visual del gráfico de probabilidad de los residuos y el cálculo del estadístico Durbin-Watson (Draper y Smith, 1981) también fue aplicado para chequear

evidencias de violación de la normalidad y de correlación serial de los residuos. Además la influencia de los puntos de los datos de regresión se analizó con el estadístico de Cook (Draper y Smith, *op. cit.*).

Estimación de los puntos de referencia biológicos

Los puntos de referencia biológicos utilizados en la presente memoria para los modelos de producción de Schaefer y Fox fueron deducidos a partir de las condiciones de equilibrio siguiendo la propuesta de Cadima (2003).

El esfuerzo de pesca, que maximiza las capturas a largo término se designa como f_{MSY} , es el esfuerzo que corresponde al Máximo Rendimiento Sostenible (MSY). F_{MSY} maximiza las capturas en peso, en tanto que $F_{máx}$ de los modelos estructurales maximiza la captura por recluta.

El esfuerzo de pesca derivado del rendimiento en equilibrio respecto a la mortalidad pesquera al valor del 10% de la pendiente de la capacidad de carga k , se denomina $f_{0.1}$.

Por último una medida de esfuerzo más conservativa es aquella que corresponde a una biomasa $x\%$ de la capacidad de carga k , y se denomina de manera general $f_{x\%k}$.

Las correspondientes capturas Y_{MSY} , $Y_{0.1}$ y $Y_{x\%k}$ fueron obtenidas utilizando las siguientes relaciones:

$$U = qB, \quad f = F/q \quad \text{y} \quad Y = fU$$

Para los modelos de Schaefer y Fox los puntos de referencia biológicos fueron calculados como:

Schaefer:

$$f_{MSY} = r/2q; f_{0.1} = 0.90f_{MSY}; f_{x\%k} = r(1-x)/q;$$

$$Y_{MSY} = rk/4; Y_{0.1} = 0.99Y_{MSY}; Y_{x\%k} = qf_{x\%k}B_{\%k}$$

Fox:

$$f_{MSY} = r/q; f_{0.1} = 0.7815f_{MSY}; f_{x\%k} = -\ln(x)/q;$$

$$Y_{MSY} = rk/\exp(1); Y_{0.1} = 0.9724Y_{MSY};$$

$$Y_{x\%k} = qf_{x\%k}B_{\%k}$$

Precisión y variabilidad de los parámetros

Para valorar la precisión de los parámetros (k, r, q) estimados y de los puntos de referencia biológicos MSY y 0.1, fueron calculados los intervalos de confianza utilizando el método bootstrapping (Efron y Tibshirani, 1993). El Bootstrapping fue llevado a cabo por remplazamiento de los residuos del modelo original ajustado (obtenidos como la diferencia entre los CPUE observados y los esperados) y añadiéndolos a la serie de CPUE predicha. Luego se realizó un reajuste del modelo utilizando la nueva serie de CPUE y obteniendo nuevas estimaciones de k, r y q. Con los nuevos parámetros, fueron estimados nuevos puntos de referencia biológicos. Este procedimiento fue realizado 1000 veces (Prager, 2000). Dada la asimetría usual de las distribuciones empíricas se adoptaron intervalos de confianza al 50% estimados como percentiles sesgo-correctos obtenidos del resultado de los 1000 juegos de parámetros y puntos de referencia biológicos obtenidos por bootstrap.

Los resultados del análisis de bootstrap fueron empleados para determinar el valor de la capacidad de carga k. Ello permitió que fuesen calculados los valores de f a x%k y Y x%k. El valor x adoptado tuvo en cuenta los valores de %k a los niveles de f_{MSY} y $f_{0.1}$ para ambos modelos de producción y el principio de precaución en pesquerías (FAO, 1995), que establece que a menor precisión el valor de x debe ser mayor.

Proyecciones

En el caso del modelo de Schaefer, la biomasa puede ser proyectada en el tiempo utilizando la ecuación del modelo y especificando un nivel de mortalidad de pesca y esta biomasa puede ser convertida en captura utilizando la relación:

$$Y = F*B$$

A partir de los modelos de regresión (Modelo de FOX) es posible realizar proyecciones a corto plazo siempre que se especifique una CPUE anual (U) y un nivel de esfuerzo de pesca (f). La CPUE proyectada fue convertida en captura utilizando la relación:

$$Y = f*U$$

Para estimar la habilidad de predicción del modelo de FOX fue calculado el test U-estadístico de Theil, U_T (Wittink, 1988), siguiendo el procedimiento de Yoshimoto y Clarke (1993). Esto permitió ajustar el error predictivo del modelo considerando la variación de año en año de la CPUE observada. El estadístico U_T (con Y para el último dato anual y $U_{p,y}$ para la CPUE predicha en el año) viene dado por:

$$U_T = \sqrt{\frac{\sum_{y=2}^Y (U_y - U_{p,y})^2}{\sum_{y=2}^Y (U_y - U_{y-1})^2}}$$

El modelo de Fox es considerado útil para propósitos predictivos sí el valor de $U_T < 1$.

La captura de gamba rosada fue proyectada para los años 2002 y 2003 en los siguientes escenarios de esfuerzo pesquero:

$$f_{2002} = f_{2001}, f_{2003} = f_{MSY}, f_{2003} = f_{0.1} \text{ y } f_{2003} = f_{x\%k}$$

Tabla 5.22. Captura en toneladas (t) y CPUEs en Kilos (Kg) por Caballo de potencia (CV) y en kilos por hora (h) anuales para ambas series de tiempo.

Año	Captura (t)	Serie larga CPUE (Kg/CV)	Serie corta CPUE (Kg/h)
1957	220	145.87	
1958	309	187.74	
1959	267	127.22	
1960	181	85.47	
1961	154	56.23	
1962	137	47.05	
1963	210	65.19	
1964	234	64.11	
1965	259	62.97	
1966	247	55.70	
1967	257	63.73	
1968	245	61.67	
1969	256	72.73	
1970	255	72.25	
1971	190	46.85	
1972	192	43.08	
1973	224	45.76	
1974	186	26.89	
1975	204	29.13	
1976	305	41.44	
1977	244	33.10	
1978	275	37.38	
1979	289	39.26	
1980	229	32.01	
1981	273	39.24	
1982	324	46.59	
1983	293	42.15	
1984	355	48.96	
1985	361	47.47	
1986	270	28.43	
1987	288	30.35	
1988	217	25.22	
1989	204	21.61	
1990	329	33.90	
1991	357	33.65	6.42
1992	260	26.41	5.98
1993	227	23.11	6.74
1994	223	23.09	7.17
1995	158	17.23	5.75
1996	144	15.66	5.39
1997	104	12.32	4.55
1998	93	11.03	5.04
1999	100	11.93	4.59
2000	146	21.21	6.75
2001	148	23.91	7.54

5.3.2. Resultados

Para la serie larga de CPUEs (Kg/CV), los valores decrecieron desde 188 Kg/CV en 1958 a 85 Kg/CV en 1960. Durante los años 60, la CPUE permaneció relativamente estabilizada alrededor de 63 Kg/CV, decreciendo de nuevo en la década de los 70 a 45 Kg/CV y de nuevo se produjo una disminución después de 1986 a niveles de en torno a 20 Kg/CV. A partir de 1995 hasta 1999, la CPUE fue la menor de toda la serie de tiempo, entre 11 y 17 Kg/CV. Por último en los años 2000 y 2001 la CPUE aumentó ligeramente situándose de nuevo alrededor de 20 Kg/CV (Figura 5.20a y Tabla 5.22).

En la serie corta, los rendimientos anuales promedio de captura en kilogramos por hora, desde 1991 hasta el año 2001, no mostraron una tendencia definida a lo largo del periodo estudiado disminuyendo desde 1992 hasta 1999, pero recuperándose desde 1999 hasta el año 2001. Las diferencias entre los años respecto al valor medio para la serie corta de captura por unidad de esfuerzo no fueron significativas ($P > 0.05$) (Figura 5.20b; Tabla 5.22).

La evolución de la potencia total en CV de la flota gamera para el periodo 1991 a 2001 fue estable. Las potencias individuales de las embarcaciones gamera no mostraron diferencias significativas entre las potencias de las embarcaciones y el valor medio global ($P = 0.4662$). Los rendimientos anuales aumentaron desde 6.4 Kg/h en 1991 hasta 7.2 Kg/h en 1994, pero decreció a 4.6 Kg/h en 1999, mientras que en los años 2000 y 2001 se situaron entre 7-9 Kg/h.

Una inspección visual de los gráficos de probabilidad normal de los residuos para el modelo de FOX mostró que la asunción de normalidad de la distribución no era violada. Valores fuera del intervalo (outliers) no

fueron detectados y todos los residuos estuvieron entre ± 2 la desviación estándar. La correlación serial fue estimada en 0.08 para la serie larga y 0.16 para la serie corta. Por tanto, la correlación serial no fue significativa de acuerdo con los resultados del test Durbin-Watson ($d = 1.74$ para la serie larga y $d = 1.59$ para la serie corta). Tampoco fue observado ningún modelo residual en el log del esfuerzo para el modelo de Schaefer.

En la Tabla 5.23 se muestran para cada serie de CPUEs y modelo los principales resultados obtenidos para los parámetros biológicos y la bondad del ajuste. De acuerdo al test estadístico de distancia entre los puntos de Cook, no fueron detectados puntos con una mayor influencia en el ajuste del modelo de FOX.

En la Figura 5.20a,b se presentan en forma de gráfico los valores de CPUE observados y esperados para ambos modelos. Para la serie larga el triplete de parámetros (k , r , q) fue estimado para el modelo de Fox en 1814 t, 0.327 año^{-1} , 0.054 y para el modelo de Schaefer en 3656 t, 0.226 año^{-1} , 0.019 . La bondad del ajuste para ambos modelos fue elevada (por encima del 80%). El modelo de Schaefer resultó en una serie de CPUE más suavizada a través de todo el periodo estudiado.

Para la serie de CPUEs corta ambos modelos mostraron un ajuste pobre y estimaciones de K y q poco realistas (Tabla 5.23). El resultado del bootstrap mostró que las estimaciones obtenidas para la serie corta presentaron una incertidumbre elevada y que estuvieron sesgadas.

Dado que la serie larga de CPUE produjo mejores estimaciones para todos los parámetros biológicos, así como un mejor ajuste de los datos, fue la seleccionada para

obtener las estimaciones de los puntos de referencia biológicos y las proyecciones para los siguientes años.

Los resultados del análisis de bootstrap se presentan en la Tabla 5.24. El parámetro k se presentó con cierta desviación para el modelo de FOX, con un valor puntual de 1814 t y un valor mediano de bootstrap de 1867 t. Los intervalos de confianza sesgo-correctados al 50% (BcCI) indicaron baja variabilidad para el valor de k para ambos modelos. Las estimaciones de los parámetros r y q fueron también, para ambos modelos, muy próximos a sus valores medianos y los valores de BcCI indicaron una variabilidad moderada, aunque fueron mejor y estimados con más precisión por el modelo de Schaefer.

Los puntos de referencia biológicos f_{MSY} y $f_{0.1}$ mostraron una variabilidad moderada. El valor de f_{MSY} fue estimado en alrededor 6100 CV para ambos modelos, con unos valores del 50% BcCI entre 5100 CV y 7800 CV para el modelo de Fox y entre 5700 CV y 6400 CV para el modelo de Schaefer (Tabla 5.24). El valor de $f_{0.1}$ fue estimado en 4700 CV para el modelo de Fox y alrededor de 5400 CV para el modelo de Schaefer. La trayectoria del esfuerzo de pesca a través del periodo analizado mostró que el esfuerzo estuvo por debajo del f_{MSY} entre 1957 y 1973, pero permaneció siempre por encima después de 1974, representando entre 115% y el 200% de este punto de referencia. En el año 2001, el esfuerzo de pesca fue estimado en 123% del f_{MSY} .

Los valores de biomasa capturada en porcentaje de la capacidad de carga ($x\%$) para los modelos a los puntos f_{MSY} y $f_{0.1}$ correspondieron al 37% y 46% para el modelo de Fox, y al 50% y 55% para el modelo de Schaefer. Ambas estimaciones de los puntos de referencia f_{MSY} y $f_{0.1}$ dependen

de los parámetros r y q que en el presente estudio fueron moderadamente variables y con una mayor precisión en el modelo de Schaefer (Tabla 5.24).

El sesgo relativo de las estimaciones r y q fue calculado alrededor del 5% para el modelo Schaefer. Por tanto teniendo en cuenta lo anterior, se fijó la proporción de la capacidad de carga para la estimación de $f_{x\%k}$ en el 60%, lo cual representó un aumento del 5% relativo al valor de $x\%k$ del punto de referencia $f_{0.1}$. Adoptar este punto de referencia biológico tuvo el sentido de considerar un menor riesgo todavía de comprometer el potencial reproductor de la gamba rosada excediendo la biomasa máxima sostenible en la captura. El resultado fue obtener unas estimaciones de $f_{60\%k}$ entre 3100 CV (Fox) y 4900 CV (Schaefer). Ambas por debajo del límite inferior 50%BcCI del valor $f_{0.1}$ para ambos modelos (Tabla 5.24).

Las capturas a largo plazo a los valores de Y_{MSY} , $Y_{0.1}$ y $Y_{60\%k}$ fueron estimadas en 218 t, 212 t y 182 t para el modelo de FOX respectivamente, y 207 t, 205 t y 198 t para el modelo de Schaefer. Las capturas excedieron el Y_{MSY} prácticamente todo el tiempo entre 1964 y 1994. Después de 1991, las capturas oficiales declinaron continuamente hasta 100 t en 1999 y aumentaron ligeramente a 148 t en el 2001, situándose un 30% por debajo de las capturas de Y_{MSY} a largo plazo y un 20% por debajo de las $Y_{60\%k}$.

El estadístico U_T para el modelo de Fox fue 0.86 y el modelo fue considerado por tanto, útil para propósitos predictivos a corto plazo. Al nivel actual del esfuerzo del año 2001, la proyección de las capturas en el 2002 se estimaron en 164 t para el modelo de Fox y en 151 t para el modelo de Schaefer. Las capturas oficiales en el año 2002 fueron de 141 t mostrando una elevada

concordancia con las proyectadas por los modelos. Por otra parte, se observó que cuando las capturas anuales desde el inicio de la pesquería estuvieron próximas a las 300 t dieron lugar a subsecuentes periodos en que éstas declinaban.

La serie larga de CPUEs utilizadas en el presente análisis para la estimación de los puntos de referencia se basa en

estimaciones aproximadas de esfuerzo utilizando la potencia total (CV) de la flota mediante el *método de error de observación* y aunque puede ser considerada sólo como una aproximación al esfuerzo real, la serie de datos y los parámetros estimados presentó una variabilidad moderada y produjo resultados de los parámetros y puntos de referencia más realistas y adecuados a la abundancia del recurso.

Tabla 5.22. Coeficientes de regresión y parámetros biológicos estimados para los modelos de Fox y Schaefer ajustados a ambas series larga y corta de datos de CPUE (%var- proporción de la varianza total explicada por el modelo).

	Serie larga de CPUEs		Serie corta de CPUEs	
	Fox	Schaefer	Fox	Schaefer
coef. 1	1.2900		0.8457	
coef. 2	0.7186		0.5194	
coef. 3	-0.0232		0.0002	
k (t)	1814	3656	-11036	559400
r (yr ⁻¹)	0.327	0.226	0.633	0.330
q	0.0540	0.0185	-0.0005	1.277x10 ⁻⁵
%var	86	83	23	5

Tabla 5.24. Parámetros biológicos estimados, puntos de referencia de esfuerzo y 50% intervalos de confianza sesgo-correctados obtenidos a partir del análisis de 1000 replicaciones de bootstrap (LI – límite inferior, LS – límite superior) para ambos modelos Fox y Schaefer ajustados a la serie larga de datos de CPUE de la gamba rosada (*A. antennatus*) de Mallorca.

Fox	k (t)	r (yr ⁻¹)	q	f _{MSY} (CV)	f _{0.1} (CV)
Estimación	1814	0.327	0.054	6065	4740
50LI	1511	0.246	0.037	5154	4028
50LS	2598	0.423	0.074	7817	6109
Schaefer					
Estimación	3656	0.226	0.0185	6050	5448
50LI	3149	0.171	0.0145	5705	5134
50LS	4381	0.280	0.0224	6357	5721

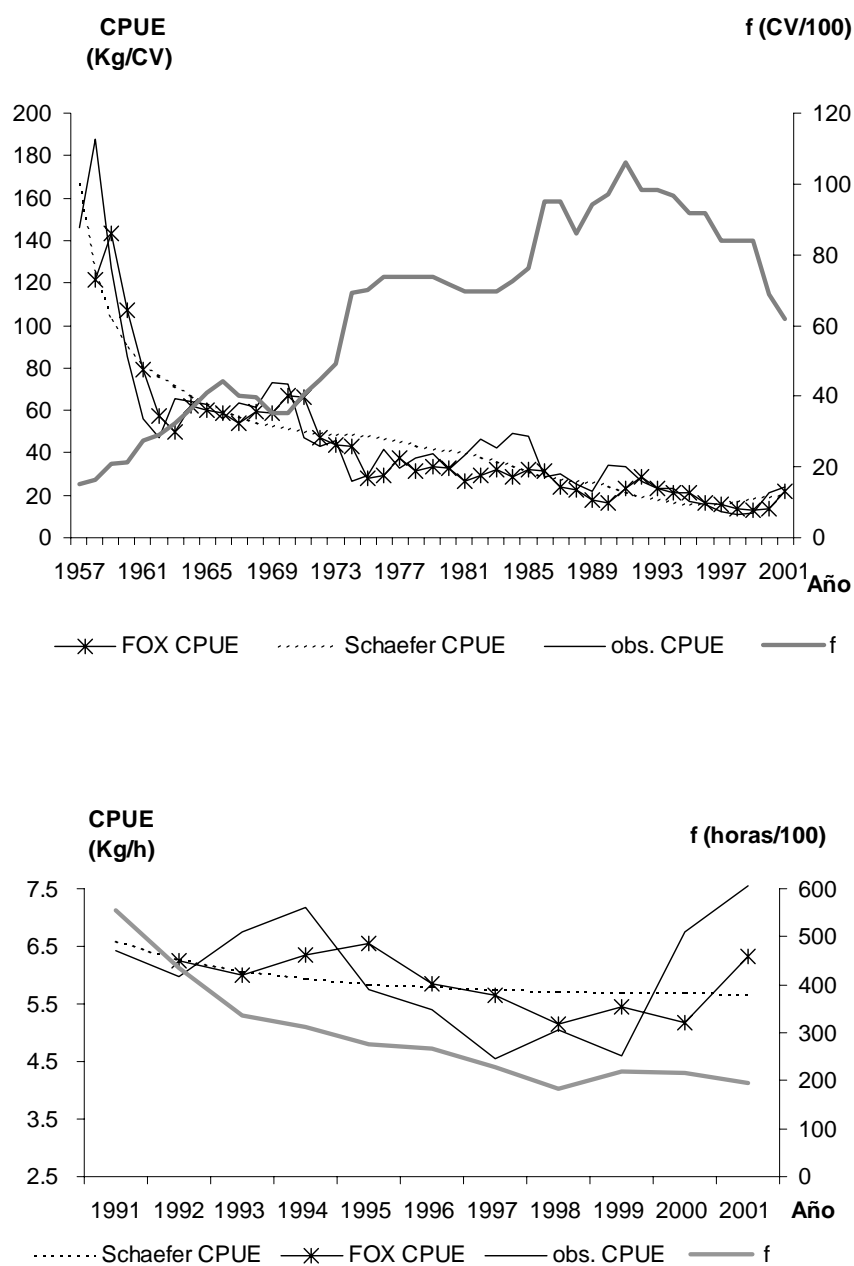


Figura 5.20.a,b. Datos de esfuerzo observado y ajustados a partir de los modelos de Schaefer y Fox models (a) serie larga de datos de CPUE (1957-2001), (b) Serie corta de datos de CPUES (1991-2001) para la gamba rosada (*A. antennatus*) de Mallorca.

5.4. Discusión

La relación entre la pesca y el nivel de explotación que soportan los recursos es el punto de partida de cualquier estrategia de gestión. Esta relación siempre se tendría que mantener en una situación de equilibrio entre la capacidad de producción del medio y los niveles extractivos de la pesca. Con este equilibrio se ha de alcanzar una explotación sostenible de los recursos de forma que se pueda obtener una neta rentabilidad económica.

Los resultados obtenidos en este capítulo, alcanzados a partir de un buen conocimiento de la biología de la gamba rosada y de una extensa información de los patrones de explotación, ofrecen la posibilidad de plantear una propuesta de gestión como plan de recuperación. Para ello se han tenido en cuenta los indicadores obtenidos del propio recurso que marcan los límites precautorios de su propia explotación en términos de biomasa, capturas y esfuerzo, y todo ello sin olvidar las implicaciones económicas y sociales que dicha gestión pueda tener. Previa la propuesta de gestión se discuten distintos aspectos interesantes relacionados con los modelos utilizados en la evaluación, como la adecuación al recurso a evaluar, la incertidumbre inherente a estos análisis y la necesidad de contrastar los resultados obtenidos.

Adecuación de los modelos

Los modelos estructurales en equilibrio empleados frecuentemente para esta especie (Demestre y Lleonart, 1993; Ragonese y Bianchini, 1996; Spidacto *et al.*, 1995; García-Rodríguez y Esteban, 1999 a,b; Carbonell *et al.*, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005) como los modelos de análisis de cohortes por tallas (LCA) y por edades (VPA) en equilibrio, en conjunción

con los análisis de rendimiento, han proporcionado hasta ahora una aproximación del estado de explotación ofreciendo además, información básica sobre el patrón de explotación (Tabla 5.25).

Los modelos fuera de equilibrio han representado un avance en la evaluación, tanto mediante los modelos estructurales del VPA sep y del XSA, como de los modelos de producción de error de proceso (Schaefer) y de error de observación (IFOX). Las bases teóricas de dichos modelos, como ya hemos mencionado, son diferentes. La aplicación de ambos tipos de modelos ha permitido establecer tanto su adecuación como comparar los resultados obtenidos y estimar con una mayor precisión el nivel de explotación de la gamba rosada.

En el ámbito de la discusión es interesante puntualizar que la adecuación de los modelos estructurales fuera de equilibrio a la gamba rosada debe ser considerada con precaución, debido a que la estructura de edades de su población con tan sólo cinco edades verdaderas, la sitúa en el límite de aplicación de tales modelos. Estos modelos requieren series largas de tiempo y especies con un elevado número de edades en la estructura de la población, para poder aplicar correctamente el análisis de cohortes. A lo largo del estudio hemos probado diferentes posibilidades de análisis mediante estos métodos.

En primer lugar se probó el análisis por sexos separados, que permitía un mejor ajuste de los parámetros de mortalidad natural y de crecimiento. Los resultados pusieron de manifiesto que para los machos, con tan solo 3 clases de edad verdaderas, los modelos presentaban un ajuste a los datos muy deficiente, con elevados errores residuales.

La segunda posibilidad probada fue estimar los parámetros de crecimiento (absoluto y relativo) para el conjunto de la población, pero dichos análisis no permiten tener en cuenta el crecimiento diferencial entre ambos sexos y produjeron valores de SOP relativamente bajos entre el 75 y el 90%. Las correcciones de SOP (Lewy y Lassen 1997) son en general incorrectas, al ser el SOP una estimación no sesgada de la captura desembarcada. En este sentido, hemos preferido mantener las estimaciones de SOP obtenidas, ya que para la captura por tallas anuales fueron superiores para todos los años al 99%, indicando que no se dieron problemas del muestreo y se estimó correctamente la composición de la captura. Las desviaciones de los valores de SOP al convertir las tallas en edades se debe explicar teniendo en cuenta las dificultades de la estimación del crecimiento en los crustáceos, basado en crecimiento por mudas sin estructuras duras permanentes, y al propio método de conversión utilizado de corte de cohortes (Smith y Addison, 2003).

Por último, se trabajó estimando la captura por edad por sexos y año, sumando dichas matrices y ponderando las matrices de peso medio por edad y año por sexo, en una matriz única de peso medio por edad. Los resultados obtenidos mejoraron sensiblemente las estimaciones de SOP, que fueron en general superiores al 90%.

Otro aspecto importante a considerar en la valoración de los modelos son las series de datos. Los análisis realizados utilizando series largas de tiempo, tanto en el caso de los modelos estructurales como en los modelos de producción, mejoraron en todos los casos los resultados obtenidos. En el caso de los modelos estructurales, se realizaron análisis empleando sólo los últimos seis años, periodo que incluía la cohorte completa. Los resultados obtenidos,

aún dando valores de los errores residuales bajos, presentaron tendencias de dichos errores, que al emplear la serie larga se presentaron como simples fluctuaciones de los errores positivos y negativos. En el caso de los modelos de producción los análisis con series cortas, aún presentando una mayor precisión en las estimaciones de esfuerzo, tuvieron muy poca resolución con estimaciones poco realistas.

Es también interesante comentar que el modelo del XSA que relacionó la capturabilidad con la abundancia mediante un modelo de proporcionalidad directa presentó una cierta inadecuación del ajuste del modelo a los datos. Calibrar con una única flota pudo contribuir a una menor resolución para este modelo, pero por el momento dicha flota es la única disponible. Las capturas de la flota de calibración representaron entre el 50 y el 30% de todas las capturas. En los últimos 6 años, que fueron los de mayor influencia en el análisis, el porcentaje de captura de la flota de calibración representó, respecto a la captura total, en torno al 30%. Para la serie de tiempo considerada, entre 1992 y 2004, los resultados obtenidos fueron similares a los obtenidos por el VPA sep y por tanto se consideró el modelo adecuado y sus resultados útiles para el objetivo propuesto en la presente memoria de evaluar la gamba rosada con la mayor precisión posible.

Cabe destacar que la gamba rosada con un menor número de edades que la cigala, *Nephrops norvegicus* (ICES, 2003, 2004) que es el crustáceo más evaluado por este modelo en el Atlántico Norte (XSA), y con el problema añadido de que la conversión de tallas en edades es más acentuada, presentó un mejor ajuste del modelo a los datos. Esto se debe básicamente a la investigación biológica, al proceso sistemático de muestreo, a la adecuada ponderación de las

distribuciones de tallas de la captura por categoría comercial a las capturas totales, y a la estimación ajustada de parámetros crecimiento a las modas obtenidas por dicha distribución de tallas.

Nivel de explotación

Uno de los objetivos de los análisis fue la comparación de las estimaciones obtenidas. En particular, la referida a la biomasa virgen o capacidad de carga del sistema. La información obtenida por el análisis de cohortes (LCA) y el análisis virtual de poblaciones estándar (VPA) estimó ésta en torno a 1200 t. Los modelos de producción que presentaron mejor resolución estimaron la biomasa virgen entre 1500 y 2600 t. El conjunto de modelos aplicados presentó valores que se pueden considerar dentro del mismo nivel. En relación a los modelos existen asunciones básicas subyacentes al modelo, tales como un valor constante de q y una relación lineal entre la CPUE y la Biomasa. Los factores que pueden afectar a la asunción de constancia de la capturabilidad (q) son principalmente los cambios de diámetro de malla y los aumentos de la capacidad de pesca, como pueden ser los aumentos de potencia de las embarcaciones. Durante el periodo estudiado no se produjeron cambios en la malla empleada. Sin embargo, mejoras tecnológicas, y cambios en la estrategia de pesca si pudieron haber ocurrido. No obstante, a pesar de la asunciones simplificadoras de los modelos, estos aparecen apropiados y proporcionan información útil para analizar los efectos de los cambios del nivel de esfuerzo en las capturas. Los resultados obtenidos por ambos tipos de modelos fueron similares y complementarios, estableciendo puntos de referencia biológicos similares en ambos tipos de modelos.

Los análisis de Y/R fueron sólo parcialmente comparables, los primeros a partir del VPA estándar se realizaron por sexo separados y los de VPA sep y XSA se realizaron para el conjunto de la población. En el primer caso, los análisis indicaron sobrexplotación para las hembras y en el segundo no se alcanza el valor máximo. Como ya se ha mencionado, el resultado más optimista de los últimos se debió a la incorporación de los machos a las edades más abundantes de la población explotada.

La comparación de los resultados de Y/R con otras zonas, debe hacerse con las estimaciones por sexo del LCA y del VPA estándar (Tabla 5.26). Los resultados obtenidos en diferentes periodos fueron similares. Se observa una disminución de los rendimientos por recluta en relación a los primeros análisis realizados por Demestre y Lleonart (1993) con datos de la pesquería entre 1984 y 1989, con los más actuales.

Prevenir las caídas o fallos de un stock con valores muy conservativos para evitar impactos negativos, produce en los pescadores desconfianza y puede provocar que no se puedan realizar planes de gestión y evaluación de los stocks (Jiao *et al.*, 2005). Una interpretación más racional del MSY para las especies con reclutamiento variable sería aquel rendimiento que puede ser substraído a perpetuidad de un recurso con una baja probabilidad de causar un daño a la población (Sissenwine, 1978). En las pesquerías de Nueva Zelanda se hace una interpretación diferente y se utiliza el término MCY (Maximum Constant Yield) que es la máxima captura que es estimada que puede sostener un nivel aceptable de riesgo, a todos los futuros niveles de biomasa (Annala, 1993). Francis (1993) define el MCY más específicamente como la captura constante a la cual la probabilidad de que la Biomasa caiga por debajo del 20 ó 25% de la Biomasa

virgen (Bo) es menor del 10%. El límite del 20% de Biomasa virgen es un límite arbitrario, sin embargo parece un límite razonable para proteger la población y se basa en el nivel por debajo del cual es más probable que se den fallos catastróficos del reclutamiento (Beddington y Cooke, 1983). En este sentido los puntos de referencia objetivo presentados en el capítulo 5 para la gamba rosada han tenido en cuenta estas consideraciones y establecen recomendaciones de esfuerzo y captura que reducen los valores actuales de la pesquería moderadamente. Por otra parte, las estimaciones de reclutamiento han sido moderadamente variables, lo que disminuye para esta especie el riesgo de la aplicación de los modelos estructurales para estimar dichos puntos de referencia (Smith y Addison, 2003). La relación entre la biomasa actual estimada y la biomasa virgen para la gamba rosada, empleando diferentes modelos, no alcanza el valor del 20%, por lo que se puede considerar que la población, aunque se aproxima al límite de sostenibilidad, no está todavía en una situación de riesgo elevado.

Un tercer nivel de análisis que se ha tenido en cuenta después de la evaluación y el diagnóstico es el pronóstico (Maguire y Azevedo, 2003). *El análisis retrospectivo, realizado por primera vez para esta especie* refleja una situación de la biomasa del stock reproductor mejor de la estimada históricamente. Sin embargo, el hecho de que la biomasa reproductora y el reclutamiento han ido disminuyendo a lo largo del tiempo, es otro factor indicador de sobrexplotación. La sobrexplotación de reclutamiento (Lleonart, 2001) para esta especie podría ser una de las causas de los posibles fallos del reclutamiento que se pueden dar en el futuro, si las tendencias decrecientes del stock persisten. Los análisis realizados han sido consistentes en las

estimaciones y tendencias para el stock reproductor y han sido consistentes para las tendencias, pero han presentado ciertas incertidumbre en las estimaciones de reclutamiento. Posiblemente el éxito de la reproducción reflejado en el reclutamiento del año siguiente este también relacionado con la condición fisiológica de los reproductores (Capítulo 3). El modelo empleado de Beverton y Holt (1957) de rendimiento por recluta establece que a partir de una determinada biomasa del stock reproductor los reclutamiento permanecerán constantes con fluctuaciones alrededor de un valor medio. La cuestión más importante es determinar qué tamaño del stock reproductor puede asegurar los mejores reclutamientos estables o relativamente estables para la población explotada. Si aceptamos la relación de que el valor de biomasa actual sea un 20% de la biomasa virgen, tendríamos que concluir que en la actualidad el stock reproductor se encuentra dentro de límites seguros y no está en una situación de sobrexplotación. Sin embargo se está aproximando al límite y si la tendencia no cambia, en pocos años nos podemos encontrar en una situación de sobrexplotación de reclutamiento, cuya recuperación puede ser más difícil al caer la población en un círculo vicioso de bajos stocks reproductores que den lugar a reclutamientos bajos, que a su vez, den lugar a menos reproductores (Lleonart, 2001), y se produzca un colapso de la pesquería.

Incertidumbre de las evaluaciones

Fluctuaciones

Las fluctuaciones de abundancia de la gamba rosada son debidas, en parte, a causas naturales como indicaría el hecho de que no sólo se produjeron para la gamba rosada en la zona de estudio, sino que fue un fenómeno más amplio. Además, esto estaría apoyado por la coincidencia en el

tiempo de la disminución de las capturas de la gamba rosada y las capturas de otras poblaciones de peces en el Atlántico Norte (Maguire y Azevedo, 2003), como la disminución que tuvo lugar simultáneamente en otras poblaciones de gamba rosada en diferentes zonas del Mediterráneo en la misma época (García-Rodríguez y Esteban, 1999a,b). Asimismo, en el análisis de las fluctuaciones de series de datos de capturas desde el inicio de la pesquería (Tobar y Sardà, 1987; Carbonell *et al.*, 1999) ya se indicaba que en el caso de la gamba rosada se daban fluctuaciones de entre 8 y 9 años, que podrían estar relacionadas con fluctuaciones de índices climáticos. Por otra parte, las relaciones en las que se inscribiría la gamba en el ecosistema permanecen en gran parte desconocidas y dichas interacciones podrían también tener importancia y desempeñar un papel en las fluctuaciones del recurso. El conocimiento sobre los huevos y las larvas de gamba y sus posibles depredadores se inscribiría entre estos factores. Los factores tróficos pueden influir también en las fluctuaciones del recurso, como sugiere el estudio de condición fisiológica para la especie (Capítulo 3).

Distribución batimétrica y unidades de explotación

Esta especie presenta una amplia distribución batimétrica (Sardà *et al.*, 2004), aunque su abundancia disminuye sensiblemente a partir de los 800 m (Sardà *et al.*, 1994). Esta amplia distribución junto con las zonas que en el Mediterráneo permanecen todavía a niveles de explotación más bajos (D'Onghia *et al.*, 2005), así como otras áreas que pueden no ser explotables para el arrastre, puede contribuir al mantenimiento del recurso en niveles óptimos. El estudio de la morfometría y genética poblacional (Sardà *et al.*, 1998) ha

puesto de manifiesto que la especie se debe considerar como una única población, localizada en caladeros fragmentados que pueden estar más o menos distanciados. Esta característica en la distribución del recurso, junto con las propias características morfológicas, biológicas y de comportamiento de la especie produce que la explotación se realice por flotas independientes unas de otras en las diferentes localizaciones. En el Mediterráneo se han identificado diferentes unidades de explotación, distribuidas tanto en el Mediterráneo Occidental (Demestre y Lleonart, 1993; Sardà, 1999; Martínez-Baños, 1997; García-Rodríguez y Esteban, 1999a,b; Carbonell *et al.* 1999; Carbonell y Azevedo, 2003) como en el Mediterráneo Central (Cau *et al.*, 1994; Colloca *et al.*, 1998; Spedicato *et al.*, 1993; Florentino *et al.*, 1998) y en el Mediterráneo Oriental (Matarrese *et al.*, 1992; Ragonese y Bianchini, 1996; Kaporis y Thessalou-Legaki, 2001; D'Onghia *et al.*, 1998, 2005), que explotan independientemente unas de otras el recurso y cuyo estado de explotación presenta diferencias que fundamentalmente se ponen de manifiesto en la estructura demográfica de las diferentes zonas. Sin embargo, el patrón de explotación que muestran los diferentes estudios (Demestre y Lleonart, 1993; Ragonese y Bianchini, 1996; García-Rodríguez y Esteban 1999a,b) es muy similar.

Alternativamente también encontramos indicios o efectos de sobrexplotación en la zona de estudio y en el Mediterráneo Occidental, en aquellas zonas en que la especie es regularmente explotada. El hecho de que las capturas en los últimos años no hayan vuelto a alcanzar los valores de captura máximos de la pesquería, junto con el hecho de que las estimaciones de rendimiento obtenidas a partir de estudios de la pesquería alrededor de las Baleares

(Sardà, 1999) y de campañas de arrastre (Campañas BALAR, IEO) que dan rendimientos inferiores en las zonas más explotadas apuntan en esta dirección.

Por lo tanto, para evaluar y diagnosticar esta especie, teniendo en cuenta la incertidumbre respecto al conocimiento completo de la dinámica de la especie, y que la experiencia pesquera ha demostrado que en los recursos demersales las situaciones de sobrepesca son más persistentes y críticas, se ha considerado un enfoque de precaución que se ha basado en el establecimiento de puntos de referencia precautorios (Walters y Maguire, 1996). La aplicación de diversos métodos de evaluación al mismo recurso y durante el mismo y diferentes periodos de tiempo, ha permitido caracterizar el estado de explotación, valorar la adecuación de los modelos y estimar la incertidumbre de los mismos.

La simulación del patrón de explotación mediante los modelos de rendimiento por recluta permitió probar diferentes posibilidades y cambios en el patrón de explotación. Estos modelos son proyecciones deterministas a largo plazo, es decir, simulan cambios en el futuro manteniendo la situación del recurso actual.

Los puntos de referencia biológicos propuestos para ambos modelos, tanto los estructurales como los de producción, presentaron una elevada coherencia y similitud. La recomendación general de no aumentar el esfuerzo, y desde un punto de vista precautorio la de reducirlo en un 30%, se alcanzó de manera independiente para ambos tipos de modelos. La estimación del máximo rendimiento sostenible (MSY), en los modelos de producción o del rendimiento máximo en los modelos estructurales, como aquel nivel de mortalidad pesquera que

maximiza la captura o el rendimiento medio por recluta (Y/R) proviene de modelos deterministas, tanto en los modelos de producción como en los modelos stock-reclutamiento. El establecimiento de los puntos de referencia biológicos a partir de dichos modelos es considerado, en muchos casos, poco realista si no se tiene en cuenta el sesgo y la incertidumbre de los modelos (Caddy y Mahon, 1995; Patterson *et al.*, 2001; Pauly *et al.*, 2002), ya que para muchas especies no hay un máximo claro de la curva de Y/R, y ignoran la incertidumbre debida a los cambios en el ecosistema.

En las Baleares la especie es evaluada regularmente, y los diagnósticos sobre el estado de explotación pueden ser actualizados cada año. La información que aportan las evaluaciones son una base para establecer una explotación sostenible de la pesquería. La gamba rosada no es un recurso básico en la alimentación, aunque si tiene una elevada demanda, teniendo garantizada prácticamente la venta de todas las capturas, y la gestión debe partir de un concierto entre los propios pescadores y la administración.

El enfoque de precaución para una especie cuya población no esta en peligro eminente de sobrexplotación severa, es establecer estrategias orientadas a su conservación. Con este trabajo de investigación hemos avanzado en el conocimiento biológico y ecológico de esta especie en la zona de estudio, y ampliado y completado el conocimiento de su estado de explotación, estamos en condiciones de realizar una propuesta de gestión que se basa, tanto en los componentes biológicos, cuyo conocimiento es fundamental y prioritario para proponer dichas bases, como en las evaluaciones del estado de explotación.

Propuesta de gestión

Las recomendaciones para aplicar a la propuesta de gestión adaptativa, en el caso de que la población se aproxime a puntos de referencia límite (que no se deben sobrepasar), consta de una serie de actuaciones que según las circunstancias se pueden aplicar parcial o totalmente. Dichas actuaciones se pueden incluir en proyectos o planes de recuperación que incluyan a varios componentes además del biológico, como pueden ser el tecnológico, económico, social, cultural y político.

RECOMENDACIONES PARA LA PROPUESTA DE GESTIÓN ADAPTATIVA DE LA GAMBA ROSADA EN BALEARES:

*En relación a la biología**Vedas temporales*

Las vedas temporales que se propondrían serían cortas y muy precisas en el tiempo. Las vedas biológicas se podrían ampliar o acortar, según el diagnóstico actualizado del recurso. Su seguimiento determinaría su efectividad.

Veda para favorecer el acoplamiento (reproducción): Esta veda se podría realizar en abril o mayo, durante dos semanas, 10 días para la pesquería, que representarían 16 días para el recurso, un 30% más de veda. Esta veda tendría por objetivo favorecer el potencial reproductor de la especie, evitando el estrés debido a la pesca en este periodo, y favoreciendo que los machos de tamaños más óptimos, con un potencial reproductor más elevado fecundasen un mayor número de hembras.

Veda para favorecer la puesta (reproducción): Esta veda se podría realizar en julio o agosto, durante dos semanas también, con las consideraciones ya

mencionadas en el primer punto. La reproducción mediante puestas parciales de la población se sucede desde finales de junio hasta final de agosto o mediados de septiembre. Mediante esta medida aumentaría la puesta efectiva de la población con el objetivo de aumentar el reclutamiento, y que no se incidiera tanto sobre el stock reproductor de machos y hembras, evitándose la sobrepesca de reclutamiento.

Veda para proteger el reclutamiento: los periodos en los que se observa una mayor proporción de individuos de tallas inferiores a 20 mm CL (reclutas), son a finales de verano y en otoño, también se pueden dar mayores abundancias de reclutas en la pesquería a finales de invierno o principios de primavera. La propuesta de veda, con las consideraciones antes mencionadas, tendría por objetivo permitir el crecimiento de los reclutas a la pesquería y aumentar el rendimiento de la pesquería. Con esta medida se evitara la sobrepesca de crecimiento.

Vedas espaciales

Las vedas espaciales tendrían como objetivo principal proteger también la reproducción de la especie y se tendrían que complementar con vedas temporales. Se pueden dar diversas zonas de concentración de reproductores alrededor de las Baleares, por lo que una posible veda espacial podría proteger la reproducción en alguna de dichas zonas. La propuesta de veda espacial representaría un plan de gestión detallado que explotase alternativamente distintas zonas alrededor de las Baleares. El tiempo de duración de esta veda podría ser mayor, de al menos el 50% o de todo el periodo reproductivo en la zona seleccionada. Estas vedas son especialmente dirigidas al stock reproductor para evitar la sobrepesca de reclutamiento en las actuaciones de vedas y en relación a la explotación.

En relación a la explotación

Las recomendaciones propuestas relacionadas con los elementos técnicos de la pesquería, son también las recomendaciones finales de este estudio. En las actuaciones de reducción de mortalidad pesquera (tecnología /explotación), dirigidas al conjunto de la población reduciendo el esfuerzo y aumentando malla, se beneficiaría el crecimiento de reclutas y se evitaría la sobrepesca de crecimiento.

Se recomienda no aumentar el esfuerzo congelando el número de embarcaciones de la flota de arrastre actual de Baleares. En plan precautorio se tendría que considerar reducir el esfuerzo actual y la potencia de las embarcaciones.

Para ello es necesario:

- Establecer el censo definitivo de embarcaciones dedicadas a la pesquería durante al menos 10 meses al año. Establecer el censo de embarcaciones temporales que se dirigen a esta pesquería durante algún periodo del año y al menos durante 3 meses.

- Definir las características de los artes: Es necesario que los artes tengan unas dimensiones adecuadas y que no aumenten dichas dimensiones, para tener un control efectivo del esfuerzo.

- Cambiar a la malla cuadrada indeformable que es la recomendación propuesta por el Comité de evaluaciones de la GFCM en su última reunión (7th SAC–SCSA informe ftp://cucafera.icm.csic.es/pub/scsa/Subcommittee_2005/).

En relación al principio de precaución adoptado en la presente memoria y con el objetivo de mejorar el estado del recurso en las zonas explotadas:

- Limitar el tiempo de pesca: En la actualidad esta establecido en 12 horas diarias. Una propuesta de reducción de esfuerzo podría basarse en la reducción del tiempo diario en el mar, pasando de 12 a 10 horas diarias. Alternativamente se podría reducir el número de días en el mar, de 5 a 4. Y también reducir la flota, es otra posibilidad de reducción de esfuerzo.

- Cambiar de malla: El cambio de malla a una malla de mayor diámetro (60 mm) o una malla cuadrada indeformable (40 mm) es también una reducción efectiva de esfuerzo, que permite el crecimiento del stock y un mayor stock reproductor. Esta medida tiene aún más sentido si se considera que económicamente los individuos demasiado pequeños contribuyen en un sentido más bien negativo al precio medio de la especie y que los beneficios son en una proporción más elevada debidos a las capturas de individuos de tallas superiores, como ha puesto de manifiesto la entrada de una nueva categoría comercial en la pesquería, denominada categoría superior, que sólo incluye los individuos más grandes, superiores a 40 mm.

Una vez que hemos establecido la evaluación, el diagnóstico y el pronóstico de la especie y hemos propuesto medidas de conservación y puntos de referencia que permiten un margen de seguridad en relación a la biomasa que es posible extraer, entonces los gestores deberán establecer qué nivel de riesgo es aceptable (Maguire y Azevedo, 2003). La incertidumbre de la evaluación entra ahora en juego. Existen diferentes fuentes de error, unos debidos a la variabilidad del sistema y otros debidos a no tener una información completa del sistema (Jiao *et al.*, 2005). Los análisis de sensibilidad, transición y retrospectivos de los modelos estructurales y la estimación de los intervalos de confianza por bootstrapping

en los de producción, indican que los resultados obtenidos han sido robustos a cambios relativamente moderados (20%) en las estimaciones de parámetros sensibles como la mortalidad natural o la tasa de crecimiento y por otra parte, que las estimación de capacidad de carga y tasa de variación se ha presentado también moderadamente variable. La evaluación para La gamba rosada en Mallorca y en las Islas Baleares, ampliando el área de influencia del estudio, muestra que los resultados están relativamente alejados del punto de referencia límite de biomasa, el cual no debería alcanzarse nunca en la explotación.

La normativa vigente, adoptada en la última sesión de la CGPM (Consejo General de Pesca del Mediterráneo), establece que la pesca de arraste en el Mediterráneo esta limitada a los 1000 m de profundidad.

Aunque todavía no ha sido transpuesta a la legislación comunitaria, es vinculante y entró en vigor el 5 de Septiembre del 2005. El Reglamento 1626/94 de pesca de arrastre de la UE, no establece ninguna prohibición de pesca a más de 1000. En el Mediterráneo en diversas zonas ya empieza a ser habitual la pesca hasta los 1000 m de profundidad de la pesquería de arrastre (García-Rodríguez, 2003). En las Baleares la pesquería se desarrolla preferentemente hasta los 800 m. En los próximos años, si se produce la ampliación de los fondos de pesca hasta los 1000 m, se reducirá el margen de seguridad de la especie. En este sentido, los resultados obtenidos en el presente estudio establecen las bases referenciales para el conocimiento de la evolución del recurso en el seguimiento continuado de la pesquería comercial, y en la perspectiva de futuros cambios del patrón de explotación.

Tabla 5.25. Estimaciones obtenidas por diferentes autores en evaluaciones de gamba rosada en el Mediterráneo: Arrobas y Cascalho, 1984; Demestre, 1994b; Demestre, 1992; Demestre y Lleonart, 1993; García-Rodríguez y Esteban, 1999; García, 2003; Martínez-Baños, 1997; Greco *et al.*, 1994; Ragonese *et al.*, 1994; D'Onghia *et al.*, 1994, 2005; Cau *et al.*, 1994. Resultados del VPA estándar (pseudocohortes por edades) de Cataluña 1984-1988 (Demestre, 1992); Valencia 1988-1989 (Demestre, 1992); Baleares 1992-2003 (presente estudio); Canal de Ibiza 1992-1994 (García-Rodríguez, 2003); Golfo de Vera 1992-1994 (García-Rodríguez, 2003). Long. = Longevidad en años; R = Reclutamiento (millones); N pobl. = Número medio de individuos de la población (millones); W = Peso medio de la población; Edad med. = Edad media de la población; Talla med. = Talla media de la población.

	Algarve sur Portugal		Costa Catalana		Costa Valencia		Islas Baleares		Canal Ibiza		Golfo Vera		Mar Ligur		Mar Tirreno		Isla Cerdeña		Costa Sicilia		Mar Jónico	
	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂
M	0.42-1.3	0.6-0.96	0.50	0.80	0.50	0.50	0.36-0.5	0.51-0.8	0.4-0.54	0.41-0.56	0.47-0.5	0.44-0.47	0.3-0.5	0.45-1.01	0.56	0.42	0.33-0.55	0.57-0.66				
F media			0.8-1.7	0.9-1.7	0.8-1.4	0.9-1.3	0.3-0.7	0.5-0.9	1.5	1.6	1.4	1.8					0.3-0.6	0.327				
Long.	2-5		5-6	4-5	5	4	5-7	4-5	4	3	5	4	5	4	2.25		4-6	5				
CPUE Kg/ barco día	15-48		15-70				10-160		29.12		16-54		10-20									
Capturas toneladas			212-327	24-88	256-290	30-47	98-214	17-58	55-210		220-517											
LCA																						
R			20-35	38-30	24-33	6-11	9-25	4-22	20	3	29	15										
N pobl.			22-38	7-25	28-33	5-10	9-32	4-14	14	2	19	14										
W			346-556	37-134	391-451	34-64	83-300	15-100	127	11	261	65										
Edad med.			1.54-1.83	1.58-1.8	1.56-1.88	1.85-1.87	1.96-2.55	1.9-2.2	0.6	0.6	0.8	0.9										
Talla med.			28-31	22-33	28-33	24-24	26-28	21-22	22	18	24	19										

Tabla 5.26. Estimaciones de Y/R de la gamba rosada (*A. antennatus*) en diferentes zonas del Mediterráneo Español.

Zona	Años	Autor	Y/R (g/ind.) hembras	Y/R (g/ind.) machos
Mallorca	1992-2003	(Carbonell, 2005)	7.15-9.93	3.09-3.48
Cataluña	1984-1989	(Demestre y Leonart, 1993)	9.01-10.70	2.11-3.34
Valencia	1988-1989	(Demestre y Leonart, 1993)	8.73-10.78	4.41-4.74
Alicante	1995-1998	(García-Rodríguez, 2003)	8.02	3.66
Ibiza	1991-1992	(Martínez-Baños, 1997)	5.4-7.8	2.5-4.4
Ibiza	1992-1994	(García-Rodríguez, 2003)	7.76	4.33
Murcia	1987-1991	(Martínez-Baños, 1997)	5.7-7.9	2.6-4.1
Vera	1992-1994	(García-Rodríguez, 2003)	9.53	5.2

6. CONCLUSIONES

- 1.- El crustáceo decápodo gamba rosada, *Aristeus antennatus*, se explota en el talud superior de las Baleares desde hace más de 50 años por las flotas de arrastre que operan alrededor de las islas. La estructura demográfica, dominada por las hembras, y la dinámica reproductiva son muy similares en todas las zonas estudiadas.
- 2.- La estructura demográfica de la población explotada con hasta 7 edades para las hembras y 5 para los machos, esta formada en un 70% por individuos de dos y tres años de edad, desde finales de otoño hasta la primavera que disminuyen hasta un 40% en verano por aumento de las edades superiores. A partir de la edad 5 en las hembras y de la edad 3 en los machos, la proporción de individuos es muy escasa, por lo que la población se considera formada por 5 edades verdaderas más la clase plus en las hembras y 3 edades más la clase plus en los machos.
- 3.- El análisis del crecimiento mediante tallas se ajustó mejor a un modelo de crecimiento potencial que al modelo de von Bertalanffy. De las estimaciones empíricas del crecimiento en nuestra zona se concluye que el crecimiento es aproximadamente de 1 mm mensual para las hembras y de 0.5 mm para los machos. Estas estimaciones son refrendadas por experiencias de marcado y recaptura y con estudios histoquímicos de lipofuscina en el cerebro de la gamba rosada, obtenidos en otros estudios.
- 4.- El reclutamiento a la pesquería de la gamba rosada corresponde preferentemente a individuos nacidos el año anterior, de entre 14 y 20 meses de edad, con una talla media de la moda de reclutamiento de 18 a 22 mm CL. Dadas las pequeñas cantidades de individuos que conforman la moda de reclutamiento, este debe ser considerado un reclutamiento parcial a la pesquería, siendo la siguiente moda, de clase de edad 2 y talla media modal en torno a 30 mm para las hembras y 25 mm para los machos la clase completamente reclutada a la pesquería. Las fluctuaciones de abundancia del recurso en la pesquería son fundamentalmente fluctuaciones de abundancia de esta edad.
- 5.- La puesta y el reclutamiento tienen una estacionalidad constante y siempre se dan en las mismas zonas. La puesta parece producirse a profundidades superiores a las que se desarrolla la pesquería, con lo cual los individuos reclutados a la pesquería proceden de zonas más profundas. De los cuatro caladeros seguidos a lo largo del estudio, el caladero de Sóller corresponde a un caladero en que tiene lugar la maduración y puesta en verano, y paralelamente en el mismo caladero en verano y otoño aparecen los reclutas que pasan del 3% al 13% en número medio en las capturas. En el caladero de Cabrera, del que no se tiene información en verano en el periodo de puesta, el reclutamiento aumenta en primavera hasta el 7%, con lo cual correspondería a un caladero de puesta al igual que el de Sóller.
- 6.- El modelo de movilidad presentado en esta memoria pone de manifiesto una estrecha relación entre la hidrodinámica de la zona, y los desplazamientos estacionales de la gamba rosada relacionados con su dinámica reproductiva. El modelo de movilidad anual y cíclico definido para las hembras describe sus desplazamientos estacionales y batimétricos entre caladeros y en relación con su ciclo reproductivo. En primavera y otoño las hembras adultas se distribuyen en los caladeros más centrales de Sa Badia y Es Gambussí, de 450 a 750 m de profundidad.

En verano las hembras reproductoras maduras se desplazan al caladero de Sóller en la zona nordeste de 500 a 800 m de profundidad, para la puesta, retornando en otoño a los caladeros habituales centrales. En coincidencia, la dinámica hidrográfica en la zona produce taponamientos en los canales por giros anticiclónicos en primavera y verano que dan lugar a capas de agua Levantina Intermedia (LIW) y agua profunda (DW) transitando hacia el norte por el talud occidental en el caladero de Sóller, cuyo espesor e importancia se relaciona con la concentración de las hembras para la puesta en dicha zona y consecuentemente con el éxito de la puesta. El modelo de movilidad de los machos describe desplazamientos batimétricos en cada caladero, que se evidencian en un aumento de su proporción en las zonas explotadas a finales de invierno y primavera para el acoplamiento y refrenda el modelo de distribución batimétrica de la especie descrito en otros estudios, que asigna una mayor proporción de machos e individuos juveniles a profundidades mayores.

- 7.- La flota gamera se rige también por el modelo de movilidad de la gamba rosada. Cada zona o caladero es explotado por una media de tres embarcaciones y la flota global y más permanente que explota este recurso fluctúa, en la zona de estudio, entre 12 y 16 embarcaciones, dependiendo de la abundancia anual del recurso. La pesquería basa la explotación de la gamba rosada en los dos procesos más importantes que dirigen la dinámica de la especie, que son la reproducción y el reclutamiento a la pesquería considerando las edades 1 y 2. En verano la flota se concentra en la zona del caladero de Sóller con mayor densidad de reproductores y explota la población de hembras adultas en maduración y puesta, mayores de 2 años de edad y más grandes de 35 mm CL. El resto del año, en los caladeros de Sóller y Es Gambussí explota preferentemente individuos de hasta dos años de edad y hasta 30 mm CL. En los caladeros de Sa Badia y Cabrera, a lo largo de todo el año se da una mayor proporción de tallas superiores a 30 mm CL correspondiente a individuos de más de 2 años de edad.
- 8.- La longevidad y sex-ratio diferenciados para hembras y machos indica una mortalidad natural ligada al sexo en el acoplamiento, superior para los machos. Los estudios de crecimiento han asignado que las poblaciones fundamentalmente están formadas por machos que alcanzan tallas máximas de 38 mm CL de dos y tres años de edad, frente a las hembras que pueden alcanzar más de 65 mm CL y 5 años de edad. Esta estructura permite sugerir que su estrategia reproductora sería la llamada de "pura búsqueda", invirtiendo los machos la energía en fecundar el mayor número de hembras posible antes que en competir entre ellos por las hembras. La tendencia de disminución de las tallas máximas en los machos podría afectar la eficiencia reproductiva de la especie, el éxito reproductivo y consecuentemente disminuiría el reclutamiento, ya que podría ocasionar una reducción de las tallas óptimas de los machos reproductores efectivos.
- 9.- El Índice Gonadosomático y el Índice de Condición durante los meses de maduración tienen una relación inversa evidenciando que hay transferencia energética del soma al desarrollo de las gónadas durante la reproducción tanto para las hembras como para los machos. El agotamiento somático es más pronunciado para los machos que para las hembras, lo que sugiere también un efecto de mortalidad natural asociada al sexo en la reproducción.

- 10.-La relación entre el índice de condición y el reclutamiento confirmaría que el éxito de la reproducción reflejado en el reclutamiento del año siguiente esta también relacionado con la condición fisiológica de los reproductores. Y de manera más importante con la condición fisiológica de los machos.
- 11.-Los estadios del ciclo reproductivo analizados histológicamente y descritos a nivel microscópico coinciden, en general, con los descritos por otros autores en diferentes zonas. Las hembras tienen una puesta sincrónica durante los meses de junio a agosto, con un periodo reproductivo de al menos 6 meses, de abril-mayo a septiembre.
- 12.-La flota gamera de Mallorca se ha presentado como una flota muy homogénea, tanto en características técnicas como en sus rendimientos anuales por embarcación. La información procedente desde los inicios de la pesquería de gamba rosada en Baleares (1948), permite establecer que esta pesquería dirige el esfuerzo a su captura, con capturas de gamba rosada superiores al 20% de la captura por lance.
- 13.-La gamba rosada ha representado en promedio para el periodo analizado el 34% de la captura por lance y su descarte es nulo. El descarte global en porcentaje para esta pesquería se situó en torno al 18% de la captura total y corresponde en un 97% a especies no comerciales. Las capturas de las especies acompañantes comercializadas representaron en promedio el 48% y fundamentalmente incluyen una lista de 16 especies de peces, crustáceos y cefalópodos. La gamba rosada representa en peso entre 4 y el 8% de todas las capturas de la modalidad de arrastre, cerco y trasmallo y representó aproximadamente el 25% de los ingresos económicos del puerto y el 40% considerando sólo la modalidad de arrastre.
- 14.-La variabilidad de las capturas se debe principalmente a las variaciones interanuales y estacionales del recurso. En la estandarización de la CPUE, el modelo lineal GLM aplicado explicó el 55% de la desviación empleando las variables año, mes, caladero y barco. La CPUE estimada considerando horas efectivas de pesca proporcionó valores que se pueden considerar más ajustados a la abundancia, al eliminar la variabilidad debida a factores tales como la diferente duración de las pescas.
- 15.-Se han identificado dos niveles distintos de fluctuaciones para el recurso estudiado. Las fluctuaciones interanuales que coinciden con fluctuaciones de la misma especie en zonas próximas y también con fluctuaciones de otras especies en el hemisferio norte, y además, se presentan relacionadas con factores ambientales como el índice NAO, que afectan a las especies en el hemisferio norte con una periodicidad de 8 años. El porcentaje estimado de variación de la abundancia debida a dicho índice fue del 26%. Las fluctuaciones estacionales evidencian una abundancia superior de la población en invierno y primavera.
- 16.-Se ha validado la idoneidad de utilización de distintos modelos usados en dinámica de poblaciones para llevar a cabo la evaluación de la gamba rosada, estimando la adecuación del ajuste de dichos modelos a los datos y analizando la incertidumbre de las propias estimaciones. Además, al ser los distintos modelos aplicados complementarios han permitido conocer la situación real actual del recurso.

- 17.-La adecuación de la utilización de los modelos estructurales depende del cumplimiento de las asunciones requeridas y de la estimación ajustada de los parámetros. La gamba rosada se ha presentado como una especie con un reclutamiento moderadamente variable, lo que permite la utilización de modelos estructurales en equilibrio y obtener estimaciones validas mediante una rápida y directa utilización de los datos disponibles. Paralelamente, puede concluirse que la adecuación de la utilización de los modelos de análisis virtual de poblaciones fuera de equilibrio debe ser considerada con precaución, ya que la estructura de edades de la población de la gamba rosada con tan sólo cinco edades verdaderas, la sitúa en el límite de aplicación de tales modelos, que requieren series largas de datos y un número de edades elevado para su aplicación.
- 18.-El análisis retrospectivo, mediante las evaluaciones realizadas año tras año desde 1996 en adelante, refleja un patrón de explotación que demuestra y confirma los resultados obtenidos en la evaluación por el método de análisis virtual de XSA. La mortalidad pesquera anual y la biomasa reproductora presentaron un patrón consistente tanto en sus valores como en las tendencias, repitiéndose prácticamente los mismos valores y confirmándose la tendencia año tras año. El patrón de reclutamiento presentó una mayor incertidumbre con sobrestimaciones del reclutamiento en los últimos años. El análisis retrospectivo demuestra que los análisis de poblaciones virtuales son una herramienta válida que proporcionan resultados reales del estado de explotación del recurso.
- 19.-Los análisis de sensibilidad de los modelos estructurales indican que los resultados han sido robustos a variaciones moderadas de hasta el 20% de los parámetros más sensibles como son la mortalidad natural (M), la tasa de crecimiento (k) y el coeficiente de crecimiento relativo (b). Los análisis de transición tanto de reducción del esfuerzo hasta un 50% como de aumento de luz de malla hasta 60 mm mejoran las estimaciones de rendimiento y biomasa por recluta a partir del segundo año hasta alcanzar el equilibrio en el quinto año con aumentos del rendimiento moderados más beneficiosos para el stock reproductor.
- 20.-Las estimaciones de mortalidad natural obtenidas fueron entre 0.3 y 0.5 próximas a la tasa de incremento de biomasa (r), entre 0.2 y 0.4. Ambas estimaciones concuerdan con las características de longevidad media de la especie e indican también una tasa de desaparición en condiciones de no explotación igual o parecida a la tasa de incremento de biomasa anual. La mortalidad por pesca por edad y año presentó valores inferiores a 0.05 para la edad 1, y a partir de la edad 2 valores entre 0.4 y 0.7, indicando que la explotación se realiza sobre los individuos adultos reproductores.
- 21.-Los resultados obtenidos de las proyecciones a largo plazo pronostican capturas similares a las obtenidas en la actualidad, y que el recurso se halla en el máximo de explotación y próximo al rendimiento máximo sostenible. Sin embargo, la tendencia de disminución tanto de la biomasa de reproductores como del reclutamiento alerta de un posible colapso de la pesquería por sobreexplotación de reclutamiento, que es la situación de sobreexplotación más difícil de detectar. Es por ello, que dentro de un marco de actuación precautorio (“precautary approach”) se recomienda la reducción del esfuerzo en un 30%, para asegurar que la especie se

mantenga dentro de los límites de seguridad que garanticen su explotación sostenible en el tiempo.

22.-La serie de CPUEs larga obtenida a partir de las capturas y de la potencia total estimada de la flota del talud, presenta una situación del recurso relativamente estable a pesar del aumento continuado de potencia de la flota a lo largo de los 40 años analizados, con una tendencia global suave decreciente. La serie corta de CPUEs en kilos por hora efectiva de pesca fluctuó sin tendencia definida. Para la serie corta de CPUEs, los modelos de producción por el método de error de proceso (Schaefer) y por el método de error de observación (FOX) mostraron un ajuste pobre y estimaciones de capacidad de carga del ecosistema (k) y de capturabilidad (q) poco realistas. Para la serie larga se obtuvieron mejores ajustes y estimaciones más realistas, con una variabilidad baja de los parámetros k , q y r . Los resultados obtenidos estimaron la capacidad de carga del ecosistema entre 3000 y 4000 t por el método de Schaefer y entre 1500 y 2500 por el método de FOX, tasas instantáneas de crecimiento de la biomasa r entre 0.2 y 0.4, y estimaciones de capturabilidad entre 0.02 y 0.07.

23.-El conocimiento del ciclo biológico y de la dinámica reproductiva de la gamba rosada, de la variabilidad ambiental y de las características de su pesquería junto con los resultados obtenidos de la evaluación, ha permitido establecer una propuesta de gestión ajustada y adaptada a la especie en la zona, que deberá permitir establecer planes de recuperación minimizando el coste y el impacto social y económico en el sector pesquero: Las medidas de reducción de esfuerzo mediante la congelación de las unidades de flota, establecimiento de medidas limitantes de potencia y regulación tecnológica es el paso imprescindible necesario para establecer medidas de gestión que mejoren el estado del recurso. La reducción del tiempo de pesca y el aumento de malla permitirían asegurar una reducción efectiva del esfuerzo y son aplicables a la pesquería, que mejoraría el rendimiento económico, considerando que la categoría grande de gambas de más de 35 mm CL representan aproximadamente el 30% de las capturas y su valor económico alcanza el 60% de los ingresos debidos a la especie. La amplia distribución del recurso es un margen de seguridad propio de la especie ante la explotación, y por ello no deben ni ampliarse las zonas de pesca, ni la profundidad, si se quiere mantener la explotación dentro de márgenes seguros, y conseguir una explotación sostenible.

Referencias

- Abelló P., F.J. Valladares, A. Castellón. 1988. Analysis of the structure of decapod crustacean assemblages off the Catalan coast (North-West Mediterranean). *Marine Biology*, 98: 39-49.
- Acosta J. 2005. El Promontorio Balear: morfología submarina y recubrimiento sedimentario. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 150 pp.
- Acosta J., M. Canals, J. López-Martínez, A. Muñoz, P. Herranz, R. Urgeles, C. Palomo, J.L. Casamor. 2002. The Balearic Promontory geomorphology (western Mediterranean): morphostructure and active processes. *Geomorphology*, 49: 177-204.
- Alagaraja, K. 1984. Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian Journal of Fisheries*, 31: 177-208.
- Álvarez F. 1999. Modelling the relationship between fishing effort and effective fishing mortality in western Mediterranean trawl fleets: the case of hake and striped red Mullet fisheries in the Balearic Islands. *Final report. EU DGXIV. Study Contract N° 96/025*.
- Alverson D.L., M.H. Freeberg, S.A. Murawski, J.G. Pope. 1994. A global assessment of fisheries by-catch and discards. UN/FAO, Rome, Italy. *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 339: 233 pp.
- Anderson R.O. y R. M. Neumann. 1996. Length, weight, and associated structural indices. pp. 447-482. In: B.R. Murphy and D.W. Willis (eds.). *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda Maryland.
- Annala J.H. 1993. Fishery assessment approaches in New Zealand's ITQ system. In "Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations". Eds. G. Kruse, D.M. Eggers, R.J. Marasco, C. Pautzke and T.J. Quinn II. Alaska Sea Grant College Program Report N° 93-02.
- Anónimo. 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries, 41 pp. United Nations, 1995. Agreement for implementation of the provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982, relating to the conservation and management of straddling fish stocks and highly migratory fish stocks. UN General Assembly, Doc. A/conf.164/37, September 8, 1995, 36 pp.
- Arculeo M., G. Payen, A. Cuttitta, G. Galioto, S. Riggio. 1995. A survey of ovarian maturation in a population of *Aristeus antennatus* (Crustacea: Decapoda). *Animal Biología*, 4: 13-18.
- Ardizzone G.D., F. Corsi (Editors). 1997. Atlas of Italian Demersal Fishery Resources. Trawl surveys 1985-1987. *Biología Marina Mediterránea*, 4(2): 568 pp.
- Arrobas I., A. Ribeiro-Cascalho. 1984. New contribution to the knowledge about biology and fishery of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) of south Portuguese coast. *ICES CM* 1984/K:52.
- Arrobas I., A. Ribeiro-Cascalho. 1987. On the biology and fishery of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) in the south Portuguese coast. *Investigaciones Pesqueras*, 51 (Suppl. 1): 233-243.
- Bakun A. 1996. Patterns in the Ocean. Ocean Processes and Marine Populations Dynamics. California Sea Grant College System, La Jolla, CA, USA.
- Bas C. 1960. Variación en la pesca de crustáceos de fondo. IV Reunión de Producción y Pesca del Instituto de Investigaciones Pesqueras de Barcelona, pp. 91-94.

- Bas C. 1965. Note préliminaire sur la crevette rouge *Aristeus antennatus*. *Proceedings General of Fishery Council Mediterranean*, 8: 281-285.
- Bas C. 1966. La gamba rosada (*Aristeus antennatus*). *Publicaciones Técnicas Junta Estudios de Pesca*, 5: 143-156.
- Bas C. 1967. Análisis preliminar de la situación pesquera en el litoral de la Costa Brava (zona de Blanes) como ejemplo de pesquería de profundidad. *Publicación Técnica Dirección General de Pesca Marítima*. Madrid., 6: 163-174.
- Bauer R.T. 1989. Continuous reproduction and episodio recruitment in nine shrimp species inhabiting a tropical sea grass meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 127: 175-187.
- Bauer R.T., R. Vanhoy. 1996. Variation in sexual systems (protandry, gonochorims) and reproductive biology among three species of the shrimp genus Thor (Decapoda: Caridea). *Bulletin of Marine Science*, 59: 53-73.
- Bauer R.T., J.H. Abadía. 2000. Patterns of brood production in the grass shrimp *Palaemonetes pugio* (Decapoda: Caridea). *Invertebrate Reproduction and Development*, 38: 107-113.
- Becker R.A., J.M. Chambers, A.R. Wilks. 1988. The new S leanguage. A programming environment for data analysis and graphics. Wadsworth and Brooks/Cole Advance Books and Software, Pacific Grove, California. 702 p.
- Beddington J.R., J.G. Cooke. 1983. The potencial yield of fish stocks. *FAO Fisheries Technical Paper* Nº 242, 47 pp.
- Bergström B.I. 2000. The biology of *Pandalus*. *Advances in Marine Biology*, 38: 158-162.
- Bertalanffy L. von. 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. *Quarterly Review of Biology*, 32: 217-231.
- Beverton R.J.H., S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Agricultural Fish Food G. B. (2 Sea Fish.)*, 19: 533 p.
- Bhattacharya C.G. 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, 23: 115-135.
- Bianchini M.L. 1999. The deep-water red shrimp *Aristaeomorpha foliacea*, of the Sicilian Channel: biology and exploitation. Thesis. PhD. University of Washington.
- Booth D., R. Alquezar. 2002. Food supplementation increases larval growth, condition and survival of *Acanthochromis polyacanthus*. *Journal of Fish Biology*, 60: 1126-1133.
- Brander K.M. 1994. Patterns of distribution, spawning, and growth in north Atlantic cod: the utility of Inter-regional comparisons. *ICES Marine Science Symposia*, 198: 406-413.
- Breen P.A. 1994. Population dynamics and stock assessment of lobsters: a review. *Crustacean (Leiden)*, 66: 239-255.
- Browdy C.L. 1989. Aspects of the reproductive biology of *Penaeus semisulcatus* de Haan (Crustacea; Decapoda; Penaeidae). Ph. D. Thesis Tel Aviv University.
- Bruce B.D., K. Evans, C.A. Sutton, J.W. Young, D.M. Furlani. 2001. Influence of mesoscale oceanographic processes on larval distribution and stock structure in jackass morwong

- (*Nemadactylus macropterus*: Cheilodactylidae). *ICES Journal of Marine Science*, 58: 1072-1080.
- Caddy J.F., R. Mahon. 1995. Referente points for fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 347. Rome, FAO: 83 pp.
- Cadima E.L. 2003. Manual de evaluación de recursos pesqueros. *FAO Documento Técnico de Pesca*, N° 393. Roma, FAO: 162 pp.
- Cadima E., M. Figueiredo, J. Beddington. 1995. Bioeconomic evaluation of the crustacean fishery of South of Portugal. UAL (CTRA), IPIMAR, MRAG, Contract N°. MA-3-738, final report (draft)
- Caigong F., T.J. Quinn II, T.C. Shirley. 2001. The role of sex change, growth and mortality in *Pandalus* population dynamics and management. *ICES Journal of Marine Science*, 58: 607-621.
- Campillo A. 1994. Bio-ecology of *Aristeus antennatus* in the French Mediterranean. Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*" Mazzara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 25-26.
- Campillo A., P.Y. Dremiere, B. Liorzou, J.L. Bigot. 1991. Observations sur deux crustacés profonds du golfe du Lion *Aristeus antennatus* (R.) et *Nephrops norvegicus* (L.). *Rapport FAO Fisheries*, N° 447. 1991. 298-313.
- Caputi N. 1993. Aspects of spawner-recruit relationships, with particular referente to crustacean stocks: a review. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 44: 589-607.
- Carbonell A. 1994a. Life cycle of *Aristeus antennatus* on Majorca Island waters. Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*" Mazzara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 13-14.
- Carbonell A. 1994b. The status of fishery for *Aristeus antennatus* in Majorca Island waters. Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*" Mazzara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 15-16.
- Carbonell A., P. Martí, S. Di Ranieri. 1997. Discards of the Western Mediterranean trawl fleets. *Study Contract*. D.G. XIV/UE/94/027.
- Carbonell A., M. Carbonell, S. Monserrat, A. Grau, M. Demestre. 1999a. The red shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) fishery and biology in the Balearic Islands, Western Mediterranean. *Fishery Research*, 44: 1-13.
- Carbonell A., A. Torres. 2001. Stock assessment of Shrimps *Aristeus antennatus*, Balearic Islands. Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals. Tunisia, 13-16 March 2001. (Unpubl. Report).
- Carbonell A., J. Bruno, A. Esteban, M. García-Rodríguez, M. Gaza, A. Massanet, P. Pereda, G. Pomar. 2002. Stock assessment of the red shrimp (*Aristeus antennatus*) in the western Spanish Mediterranean areas (years 2000 and 2001). Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals. Rome, 20-22 March 2002. (Unpubl. Report).

- Carbonell A., A. Esteban, A. Fernández, P. Pereda. 2003. Stock assessment of the red shrimp (*Aristeus antennatus*) in the Management unit 1 geographical subarea Vera gulf, Alborán Sea. Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals. Tangier 12-14 March 2003. (Unpubl. Report).
- Carbonell A., A. Esteban, A. Fernández, P. Pereda. 2003. Stock assessment of the red shrimp (*Aristeus antennatus*) in the Management unit 6 geographical subarea Spanish coast. Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals. Tangier 12-14 March 2003 (Unpubl. Report).
- Carbonell A., J. Bruno, M. Gaza, J.L. Fernández, P. Pereda. 2003. Stock assessment of the red shrimp (*Aristeus antennatus*) in the Management unit 5 geographical subarea Balearic Islands. Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals. Tangier 12-14 March 2003 (Unpubl. Report).
- Carbonell A., M. Azevedo. 2003. Application of non-equilibrium production models to the red shrimp (*Aristeus antennatus*, Risso 1816) fishery in the North-western Mediterranean. *Fishery Research*, 65: 323-334.
- Carbonell A., I. González Herraiz, J.L. Pérez Gil, A. Esteban. 2004. VPA assessment of Mediterranean Spanish *Aristeus* stocks (2003): Sub-area 1 (Spanish coast). Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals, Málaga, Spain 6-7 May, 2004 (Unpubl. Report).
- Carbonell A., I. González Herraiz, M. Gaza, J.L. Fernández. 2004. VPA assessment of Mediterranean Spanish *Aristeus* stocks (2003): Sub-area 5 (Balearic Islands). Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals, Málaga, Spain 6-7 May, 2004 (Unpubl. Report).
- Carbonell A., I. González Herraiz, J.L. Pérez Gil, A. Esteban. 2004. VPA assessment of Mediterranean Spanish *Aristeus* stocks (2003): Sub-area 6 (Spanish coast). Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals, Málaga, Spain 6-7 May, 2004 (Unpubl. Report).
- Carbonell A., J.L. Pérez Gil, A. Fernández, A. Esteban, M. García-Rodríguez. 2005. Assessment of red shrimp (*Aristeus antennatus*) exploited by the Spanish trawl fishery (1996–2004): GFCM in the south of geographical sub-areas 06 (Spanish coast). Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals, Rome, Italy 26-31 September, 2005 (Unpubl. Report).
- Carbonell A., M. Gaza. 2005. Assessment of red shrimp (*Aristeus antennatus*) exploited by the Spanish trawl fishery (1992-2004): in the geographical sub-area Balearic Islands. Scientific Advisory Committee (SAC)-GFCM. Subcommittee of Stock Assessment. Working Group on Demersals, Rome, Italy 26-31 September, 2005 (Unpubl. Report).
- Carbonell A., A. Grau, V. Lauronce, C. Gómez. 2006. Ovary Development Of The Red Shrimp *Aristeus antennatus* from Northwestern Mediterranean Sea. (*Crustaceana*, submitted).
- Cartes J.E. 1993. Deep-Sea decapod fauna of the Western Mediterranean bathymetric distribution and biogeographic aspects. *Crustaceana*, 65 (1). 29-40.
- Cartes J.E., F. Sardà. 1989. Feeding ecology of the deep-water aristeid crustacean *Aristeus antennatus*. *Marine Ecology Progress Series*, 54: 229-238.

- Cartes J.E., F. Sardà. 1992. Abundance and diversity of decapod crustaceans in the Deep-Catalan Sea (western Mediterranean). *Journal of Natural History*, 26: 1305-1323.
- Cartes J.E., F. Sardà. 1993. Zonation of deep-sea decapod fauna in the Catalan Sea (Western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 94: 27-34.
- Cartes J.E., F. Sardà, J.B. Company, J. Lleonart. 1993. Day-night migrations by deep-sea decapod crustaceans in experimental sampling in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 171, nº 1: 63-73.
- Cartes J.E., J.B. Company, F. Maynou. 1994. Deep-water decapod crustacean communities in the Northwestern Mediterranean: influence of submarine canyons and season. *Marine Biology*, 120: 221-229.
- Cartes J.E., M. Demestre. 2003. Estimating Secondary Production in the Deep-water Shrimp, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) in the Catalana-Balearic Basin (Western Mediterranean). *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, Vol. 31: 355-361.
- Carvalho M.H.P. 1983. Biologia e Avaliação do stock de camarão vermelho (*Aristeus antennatus* Risso 1816) na costa algarvia. Relatório de estágio de licenciatura Faculdade de Ciências de Lisboa, 209 pp.
- Cascalho A.R. 1995. Certains aspects de la biologie et du comportement des crevettes d'eaux profondes de la côte portugaise. *ICES Marine Science Symposia*, 199: 108-117.
- Cau A., A. Sabatini, M. Murenu, M.C. Follesa, D. Cuccu. 1994. Consideración sullo stato di sfruttamento delle risorse demersali (Mari di Sardegna). *Biologia Marina Mediterranea*, 1(2): 67-76.
- Cau A., A. Carbonell, M.C. Follesa, A. Mannini, G. Norrito, L. Orsi Relini, C.Y. Politou, S. Ragonese, P. Rinelli. 2002. MEDITS-based information on the deep-water red shrimp *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Crustacea:Decapoda: Aristeidae). *Scientia Marina*, 66 (Suppl. 2): 103-124.
- Chambers J.M., T.J. Hastie. 1992. *Statistical models*. Chapman & Hall, New York, 608 pp.
- Charniaux-Cotton H. 1980. Experimental studies of reproduction in malacostrata crustaceans. Description of vitellogenesis and of its endocrine control. Pp. 177-186, In W. H. Clark Jr. and T.S. Adams, eds. *Advances in invertebrate Reproduction*. Elsevier, New York.
- Chevalier P., A. Laurec. 1990. Logiciels pour l'évaluation des stocks de poissons. ANALEN: Logiciel d'analyse des données de capture par classes de taille et de simulation des pêcheries multi-engins avec analyse de sensibilité. *FAO Document technique sur les pêches*, Nº 101, Suppl. 4. Rome, FAO: 124 p.
- Clarke K.R., R.N. Gorley. 2001. *PRIMER v5: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E: Plymouth.
- Colloca F., P. Gentiloni, S. Agnesi, P. Schintu, M. Cardinale, A. Belluscio, G.D. Ardizzone. 1998. Biologia e dinamica de popolazione di *Aristeus antennatus* (Decapoda: Aristeidae) nel Mar Tirreno Centrale. *Biologia Marina Mediterranea*, 5 (2): 218-231.
- Correa C., M. Thiel. 2003a. Population structure and operational sex-ratio in the rock shrimp *Rhynchocinetes typus* (Decapoda: Caridea). *Journal of Crustacean Biology*, 23(4): 849-861.

- Correa C., M. Thiel. 2003b. Mating systems in caridean shrimp (Decapoda: Caridea) and their evolutionary consequences for sexual dimorphism and reproductive biology. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 187-203.
- Darby D. 2003. Retrospective Análisis. In: Workshop on Assessment Methods. *Scientific Council Studies. Northwest Atlantic Fisheries Organization*, 36: 103-114.
- Darby C.D., S. Flatman. 1994. *Virtual Population Analysis: version 3.1. (Windows/DOS) user guide*. Inform Technical Series, MAFF Directory Fishery Research., Lowestoft, (1): 85 pp.
- Demestre M. 1990. Biología pesquera de la gamba *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) en el Mar Catalán. Ph. D. Thesis, Univ. Barcelona: 443pp.+ 34 pl.
- Demestre M. 1994a. Biology and demograph of *Aristeus antennatus* in the Catalan Sea (NW Mediterranean). Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*", Mazara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 17-18.
- Demestre M. 1994b. Fishery and population dynamics of *Aristeus antennatus* on the Catalan coast (NW Mediterranean). Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*", Mazara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 19-20.
- Demestre M. 1995. Moulting activity-related spawning success in the Mediterranean deep-water shrimp *Aristeus antennatus* (Decapoda: Dendrobranchiata). *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 127: 57-64.
- Demestre M., J.M. Fortuño. 1992. Reproduction of the deep-water shrimp *Aristeus antennatus* (Decapoda:Dendrobranchiata). *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 84: 41-51.
- Demestre M., J. Lleonart. 1993. Population dynamics of *Aristeus antennatus* (Decapoda: Dendrobranchiata) in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 57(2-3): 183-189.
- Demestre M., P. Martín. 1993. Optimum exploitation of a demersal resource in the western Mediterranean: the fishery of the deep-water shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Scientia Marina*, 57(2-3): 175-182.
- Djabali F., A. Mehailia, M. Koudil, B. Brahmi, 1993. Empirical equations for the estimation of natural mortality in Mediterranean teleosts. *NAGA, The ICLARM Quarterly*. January 1993.
- D'Onghia G., A. Matarrese, A. Cursi, P. Maiorano. 1994. Biology of *Aristeus antennatus* and *Aristaeomorpha foliacea* in the Ionian Sea (Central Mediterranean Sea). Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-waters red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*", Mazara del Vallo, M. L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.). *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 55-56.
- D'Onghia G., A. Tursi, P. Maiorano, M. Panza. 1998. Caratterizzazione geografica dello stock di *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea, Decapoda) nel Mar Ionio Settentrionale. *Biologia Marina Mediterranea*, 5 (2): 239-251.
- D'Onghia G., F. Capezzuto, Ch. Mytilineou, P. Maiorano, K. Kapisir, R. Carlucci, L. Sion, A. Cursi. 2005. Comparison of the population structure and dynamics of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) between exploited and unexploited areas in the Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 76: 22-38.

- Dos Santos A., J.A. Lindley. 2001. ICES Identification Leaflets for Plankton. Nº 186. Crustacea. Decapoda: Larvae. II Dendrobranchiata (Aristeidae, Benthescymidae, Penaeidae, Solenoceridae, Sicyonidae, Sergestidae and Luciferidae). *International Council for the Exploration of the sea*. J. A. Lindley ed. 2001. Copenhagen K, Denmark.
- Draper N.R., H. Smith. 1981. *Applied Regression Analysis*. John Wiley & Sons (2nd ed.), 709 pp.
- Efron B., R.J. Tibshirani. 1993. *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hall, N.Y., 436 pp.
- Emlen S. T., W. Oring. 1977. Ecology, sexual selection and the evolution of mating systems. *Science*, 197: 215-223.
- FAO. 1995. Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions, Part. 1. Report of the Technical Consultation. *FAO Fisheries Technical Papers*, 350(1).
- Florentino F., L. Orsi Relini, A. Zamboni, G. Relini. 1998. Remarks about the optimal strategy for red shrimp (*Aristeus antennatus*, Risso 1816) on the basis of the Ligurian experience. *Cahiers Options méditerranéennes*, 35: 323-333.
- Fogarty M.J. 1999. Essential habitat, marine reserves and fishery management. *Trends in Ecology and Evolution*, Vol. 14. 133-134(2). Elsevier Science.
- Folck H., F. Uiblein, F. Köster, H. Von Westernhagen. 2002. Biodiversity and species-environment relationships of the demersal fish assemblage at the Great Meteor Seamount (subtropical NE Atlantic), sampled by different trawls. *Marine Biology*, 141: 183-199.
- Font J. 1987. The path of Levantine Intermediate Water to the Alboran Sea. *Deep-Sea Research*, Vol. 34, Nº 10, pp 1745-1755. 1987.
- Font J., J. Salat, J. Tintoré. 1988. Permanent features of the circulation in the Catalan Sea. *Oceanologica Acta*, Nº SP.
- Fournier D.A., J.R. Sibert. 1990. MULTIFAN a likelihood method to estimate the age composition of young albacore catches. Collective Volume of Scientific Papers. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 31: 160-165.
- Fox, W. W. Jr. 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99: 80-88.
- Francis R. I. C. C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessment. In "Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management". (Eds. S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard.) *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 120: 221-230.
- Franquesa R. 1996. El modelo bioeconómico Heures. Un instrumento para la gestión de las pesquerías basado en el control del esfuerzo. *Boletín del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación*, núm 34, pp 24-32. Madrid.
- Freire J., E. González-Gurriarán. 1998. New approaches to the behavioural ecology of decapod crustacean using telemetry and electronic tags. *Hidrobiología*, Vol. 371-372. Number 0: 123-132.
- Friis-Christensen E., K. Lassen. 1995. Variability of the solar cycle length during the past five centuries and the apparent association with terrestrial climate. *Journal. Atmospheric Terrestrial Physics*, 57: 835-845.

- García S., L. Le Reste. 1987. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. *FAO Documentos Técnicos Pesca*, (203):180 p.
- García S.M., D. Staples. 2000. Sustainability indicators in marine capture fisheries introduction to the special issue. *Marine Freshwater Research*, 51: 381-384.
- García E., J. Tintoré, J.M. Pinot, J. Font, M. Manríquez. 1994. Surface circulation and dynamics of the Balearic Sea. In P.E. La Violette (ed.), *Seasonal and interannual variability of the Western Mediterranean Sea*. American Geophysical Union, Washington D. C.73-91.
- García-Ladona E., A. Castellón, J. Font, J. Tintoré. 1996. The Balearic Current and volume transports in the Balearic basin. *Oceanologica Acta*, 19: 489-497.
- García-Rodríguez, M. 2003a. Characterization and standardization of a red shrimp (*Aristeus antennatus*, Risso, 1816) fishery off the Alicante Gula (S.E. Spain). *Scientia Marina*, 67(1): 63-74.
- García-Rodríguez, M. 2003b. La gamba roja *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea, Decapoda): Distribución, demografía, crecimiento, reproducción y explotación en el Golfo de Alicante, Canal de Ibiza y Golfo de Vera. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 290 pp.
- García-Rodríguez M., A. Esteban. 1999a. On the biology and fishery of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), (Decapoda, Dendrobranchiata) in the Ibiza Channel (Balearic Islands, Spain). *Scientia Marina*, 63 (1): 27-37.
- García-Rodríguez M., A. Esteban. 1999b. A comparison between the biology and exploitation level of two pink shrimp (*Aristeus antennatus*) stocks from two different areas in the Spanish Mediterranean. The Biodiversity crisis and crustaceans: Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, The Netherlands, July 20-24, 1998.
- Gavaris S. 1988. An adaptative framework for the estimation of population size. CAFSAC. Resum Document. 88/29. 12 p.
- Gayanilo F.C., M. Soriano, D. Pauly. 1988. A draft guide to the compleat ELEFAN. ICLARM Software, 2, 65 pp. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines.
- Gayanilo F.C., P. Sparre, P. Pauly. 1995. FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT). User's Guide. *FAO Computerized information Series (Fisheries)* N° 8. Rome, FAO. 1995. 126 p.
- Gilbert, F.J. 1997. Towards a new recruitment paradigm for fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 969-77.
- Gilbert D.J., J.H. Annala, K. Johnston. 2000. Technical background to fish stock indicators for state-of-environment reporting in New Zealand. *Marine Freshwater Research*, 51: 451-64.
- Goñi R., F. Álvarez, S. Adlerstein. 1999. Application of generalizad linear modeling to catch rate análisis of Western Mediterranean fisheries: the Castellón trawl fleet as a case study. *Fisheries Research*, 42: 291-302.
- Gooday A.J., C.M. Turley. 1990. Responses by benthic organism to inputs of organic material to the ocean floor: a controls on distribution. *Marine Micropaleontology*, 22: 187-205.
- Greco S., F. Perdichizzi, B., Spalletta, D. Capecchi, D. Giordano. 1994. *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* in the South Eastern Tyrrhenian Sea. Proceedings of International

- Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-waters red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*". Mazara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 37-38.
- Gulland J.A. 1956. On the fishing effort in English demersal fisheries. *Fishery Investigation Series*, 2, 20: 1-41.
- Gulland J.A. 1965. Estimation of mortality rates. *ICES Council Meeting papers*, (3): 9 pp.
- Gulland J.A., L.K. Boerema. 1973. Scientific advise on catch levels. *Fishery Bulletin*, Vol. 71, nº 2: 325-335.
- Haddon M. 2001. *Modelling and quantitative methods in fisheries*. Chapman y Hall. N.Y.: 403 pp.
- Halliday R.G., A.T. Pinhorn. 1996. North Atlantic fishery management systems: A comparison of management methods and resource trends. *Journal of Northwestern Atlantic Fishery Science*, 20: 3-135.
- Hay D.E., D.N. Outram, B.A. Mckeown, M. Hurlburt. 1987. Ovarian development and oocyte diameter as maturation criteria in pacific herring (*Clupea harengus las*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 45(8): 1496-1502.
- Hedde B.H., J.N. Rinne. 1990. Hydrodynamic and Fluvial Morphologic Processes: Implications for Management and Research. *North American Journal of Fisheries Management*, 10: 249-268.
- Held J.H. 1955. Contribution à l'étude de la biologie des crevettes pénéides *Aristaeomorpha foliacea* (Risso) et *Aristeus antennatus* (Risso) (formes larvaires). *Bulletin du Societe de Science et Nature*, Tunisie VIII:1-29.
- Hilborn R., C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, N.Y.: 570 pp.
- Holling C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Review of Ecology and Systematics*, 4: 1-23.
- Hutchings J.A., J. D. Reynolds. 2004. Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *Bioscience*, 45: 297-309.
- Hurrell J.W. 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation and relationships to regional temperature and precipitation. *Science*, 269: 676-679.
- Hurrell, J. W., H. Van Loon. 1997. Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climatic Change*, 36, 301-326.
- ICES 1999. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management. *ICES Cooperative Research Report*, Nº 236.
- ICES 2001. Report of the Working Group on Nephrops Stocks. *ICES Council Meeting papers*, 2001/ACFM:16.
- ICES 2003. Report of the working Group on *Nephrops* stocks. *ICES Council Meeting papers*, 2003/ACFM:18.
- ICES 2004. Report of the working Group on *Nephrops* stocks. *ICES Council Meeting papers*, 2004/ACFM: 16.
- Jardim E., M. Azevedo. 2004. Southern Hake Exploratory Data Análisis. Working Document. *ICES WGHMM 2004*.

- Jiao Y., Y. Chen, J. Wroblewski. 2005. An application of the composite risk assessment method in assessing fisheries stock status. *Fisheries Research*, 72: 173-183.
- Jones R. 1982. The use of length composition data in fish stock assessment (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fisheries Circular FIRM/C 734*. Rome, 55 p.
- Jones R. 1984. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fishery Technical Paper*, 256: 118 pp.
- Kapiris K., M. Thessalou-Legaki. 2000. Population characteristics and comparison of feeding parameters of *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Decapoda: Aristeidae) from the Ionian Sea (Eastern Mediterranean). The Biodiversity crisis and Crustacea: Proceedings of Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, Netherlands, 20-24 July 1998 (2000), pp. 177-191.
- Kapiris K., M. Thessalou-Legaki. 2001. Sex-related variability of rostrum morphometry of *Aristeus antennatus* (Decapoda: Aristeidae) from the Ionian Sea (Eastern Mediterranean, Greece). *Hidrobiologia*, 449:123-130.
- Kao H.-C., T.-Y. Chan, H.-P. Yu. 1999. Ovary development of the Deep-water Shrimp *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1826) (Crustacea: Decapoda: Aristeidae) from Taiwan. *Zoological Studies*, 38(4): 373-378.
- Kaufman L., P.J. Rousseeuw. 1990. *Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis*. Wiley, New York.
- Kerrigan B.A. 1994. Post-settlement growth and body composition in relation to food availability in a juvenile tropical reed fish. *Marine Ecology Progress Series*, 111: 7-15.
- Kimura D.K. 1980. Likelihood methods for the von Bertalanffy growth curve. *Fishery Bulletin*, 77: 765-776.
- Kirkham K.G., R. Fischer. 2004. The effects of riparian zone fragmentation on algal growth potential and fish growth rates. *BIOS*, Vol. 75: 2-11.
- Klyashtorin L.B. 2001. Climate change and long term fluctuations of commercial catches: the possibility of forecasting. *FAO Fishery Technical Paper*, 410.
- Krol M.W.E., R. Hswkins, M. Overstreet. 1992. Reproductive Components. In: *Microscopic Anatomy of Invertebrates*, F.W. Harrison and A.D. Humes (Eds.). Volume 10: Decapod Crustacea: 295-342. 1992 Wiley-Liss, Inc.
- Kurita Y., Meier S., O.S. Kjesbu. 2003. Oocyte growth and fecundity regulation by atresia of Atlantic herring (*Clupea harengus*) in relation to body condition throughout maturation cycle. *Journal of Shellfish Research*, 49: 203-219.
- Lacombe H., P. Tchernia. 1972. Caractère hydrologique et circulation des eaux en Méditerranée. In: *The Mediterranean Sea: A natural Sedimentation Laboratory*. D.J. Stanley (Ed.), Dowden, Hutchinson & Ross, 25-36.
- Lambert Y., J.-D. Dutil. 1997. Can simple condition indices be used to monitoring and quantify seasonal changes in the energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*)?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (Suppl. 1):104-112.
- Lassen H., P. Medley. 2001. Virtual population analysis. A practical manual for stock assessment. *FAO Fisheries Technical Paper*. N° 400. 129p.

- Levi D., M. Vacchi. 1988. Macroscopic scale for simple and rapid determination of sexual maturity in *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1826) (Decapoda: Penaeiodea). *Journal of Crustacean Biology*, 8: 532-538.
- Lewy P., H. Lassen. 1997. Should total landings be used to correct estimated catch in numbers or mean weight-at-age?. *ICES Journal of Marine Science*, Vol. 54, N. 3: 462-470.
- López-Jurado J.L., G. Díaz del Rio. 1994. Dinámica asociada a las masa de agua en el canal de Ibiza en noviembre de 1990 y marzo de 1991. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 10(1): 3-22.
- López-Jurado J.L., J.M. Pinot, C. González-Pola, J. Jansá. 2001. Interannual variability of the circulation in the Balearic Channels (1996-2000). *Rapports Commitee International Mer Méditerranée*, 36.
- Lotka A.J. 1924. *Elements of Mathematical Biology*. Dover, New York, 1924.
- Luna L.G. 1968. *Manual of histology staining methods of the Armed Forces Institute of Pathology*. 3rd edition. Mc Graw-Hill Company. New york, Philadelphia. 258 pp.
- Leonart J. 1986. Dinámica de poblaciones. In: L'Oceanografía. Recursos Pesquers de la mar Catalana. Ed. J. Lleonart. Cuaderns de Ecología Aplicada, vol. 9: 67-89. Diputació de Barcelona, Barcelona.
- Leonart J. 2001. Elementos para una gestión sostenible de los recurso vivos marinos. Gestión y Ordenación del Medio Ambiente Natural. Conferencia. Moratalla 17-21 de Septiembre de 2001.
- Leonart J., J. Salat. 1997. VIT: software for fishery analysis. User's manual. *FAO Computerized information Series (Fisheries)*. Nº 11. Rome, FAO. 1997. 105p.
- Leonart J., F. Maynou, L. Recasens, R. Franquesa. 2003. A bioeconomic model for Mediterranean fisheries, the hake off Catalonia (western Mediterranean) as a case study. *Scientia Marina*, 67 (suppl. 1): 337-351.
- Lloret J., J. Lleonart, I. Sóle. 2000. Time series modelling of landings in Northwest Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 171-184.
- Lloret J., J. Lleonart, I. Solé, J.-M. Fromentin. 2001. Fluctuations of landings and environmental conditions in the north-western Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography*, 10, 1: 33-50.
- Lloret J., S. Planes. 2003. Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 248: 197-208.
- Lloret J., I. Palomera, J. Salat, I. Sole. 2004. Impact of freshwater input and winf on landings of anchova (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fisheries Oceanography*, 13, 1: 1-9.
- Lluch F.D. 1997. *Geografia de les Illes Balears*. Llibres de la Nostra Terra, 31. Leonard Muntaner Ed. 337 Palma de Mallorca.
- McCullagh O., J.A. Nelder. 1989. *Generalized Linear Models*, 2nd ed. Chapman & Hall, London, 509 pp.

- Maguire J.J., Azevedo M. 2002. *El criterio de precaución en la gestión de los recursos pesqueros*. Fundación Caixa Galicia. 2002. Galaxia Ed.
- Mallol S. 2005. Anàlisi dels descartaments efectuats per la flota d'arrossegament en el Golf de Lleó. Tesis Doctoral. Universita de Girona.
- Martínez-Baños P. 1994. Fishery and population dynamics of *Aristeus antennatus* in the region of Murcia (SE Spain). Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*", Mazara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T. R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 11-12.
- Martínez-Baños P. 1997. Dinámica de poblaciones de la gamba *Aristeus antennatus* (Crustacea, Decapoda) en las zonas de Murcia, Almería e Ibiza. Análisis global en el Mediterráneo Español. Ph. D. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. 265pp.
- Martínez-Baños P., J. Mas. 1994. Life cycle of *Aristeus antennatus* in the South Eastern Spain. Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*", Mazara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T. R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 9-10.
- Martínez-Baños P., F. Vizquete, J. Mas. 1990. Aspectos biológicos de la gamba roja *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) a partir de las pesquerías del S.E. de la Península Ibérica. *Bentos*, 6: 235-243.
- Massutí M. 1959. La Pesca de la Gamba y de la Langosta. *Boletín de la Camara oficial de Comercio, Industria y Navegación de Palma de Mallorca*, Nº 625. Octubre-Diciembre de 1959.
- Massutí M. 1961. Premières observations bionomiques et biologiques sur la crevette rose (*Aristeus antennatus*, Risso) aux fonds des Illes Balears. *Rapport et Procès-Verbaux des Reunions Commission Internationale Mer Méditerranée*, 16(2): 551-557.
- Massutí M. 1973. Evolución de los esfuerzos y rendimientos de pesca en la región Balear entre los años 1940 a 1970. Dir. Gral. de Pesca Marítima. *Publicaciones Técnicas de la Junta de Estudios de Pesca*, nº 10. Madrid 1973.
- Massutí M. 1975. Evolución de la pesca entre los años 1970 a 1974. (Esfuerzos, Capturas y Rendimientos). Dir. Gral de Pesca Marítima. *Publicaciones Técnicas de la Junta de Estudios de Pesca*, nº 11. Madrid 1975.
- Massutí M., E. Daroca. 1978. Introducción al estudio de la biología de la gamba *Aristeus antennatus* de las pesquerías del sur de Mallorca. *Trabajos y Comunicados Departamento de Pesca del IEO*, 264-277.
- Massutí E., O. Reñones. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69(1): 167-181.
- Massutí E., O. Reñones, A. Carbonell, P. Oliver. 1996. Demersal Fish communities exploited on the continental shelf and slope off Majorca (Balearic Islands, NW Mediterranean). *VIE MILIEU*, 1996, 46 (1):45-55.
- Massutí E., B. Guijarro, M. Guardiola, B. Pomar. 2002. Informe de seguimiento científico de una acción piloto de selectividad de artes de arrastre en aguas de Mallorca (Illes Balears). *Informe interno IEO*.

- Matarrese A., G. D'Onghia, A. Tursi. 1992. Struttura e dinamica dello stock di *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea, Decapoda) nel Mar Ionio. *Oebalia*, 17, Suppl. 2: 61-66.
- Maurin C. 1962. Étude des fonds chalutables de la Méditerranée occidentale (Ecologie et Pêche). *Review Travaux Institute de Pêches Maritimes*, 26(2):185-316.
- Maurin C.I., H. Scoffoni. 1965. Étude des fonds de pêche des îles Baléares. Campagne de l'Ichthyos, avril-mai 1965. *Science et Pêche, Bull. Inform. Document. Pêches Marit.*, nº 139. Juillet-août 1965.
- Maynou F., G.Y. Conan, J.E. Cartes, J.B. Company, F. Sardà. 1996. Spatial structure and seasonality of decapod crustacean populations on the Northwestern Mediterranean slope. *Limnology and Oceanography*, 41(1): 113-125
- Maynou F., Demestre M., Sánchez P. 2003. Analysis of catch per unit effort by multivariate analysis and generalised linear models for deep-water crustacean fisheries off Barcelona (NW Mediterranean). *Fisheries Research*, 65: 257-269.
- Methot R. D. 1981. Growth rates and age distributions of larval and juvenile northern anchovy. *Engraulis mordax*, with inferences on larval survival. Ph. D. Thesis diss., Univ. California at San Diego, San Diego, CA 209 p.
- Millot C. 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, 20: 423-442.
- Moranta J., C. Stefanescu, E. Massutí, B. Morales-Nin, D. Lloris. 1998. Fish community structure and depth-related trends on the continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 171: 247-259.
- Moranta J., E. Massutí, B. Morales-Nin. 2000. Fish catch composition of the deep-sea decapod crustacean fisheries in the Balearic Islands (western Mediterranean). *Fisheries Research*, 45: 253-264.
- Mountain D. G. 2002. Potencial Consequences of Climate Change for the Fish Resources in the Mid-Atlantic Region. *American Fishery Society Symposia*, Vol 32: 185-194.
- Mountain D.G., S.A. Murawski. 1992. Variation distribution of fish stocks on the northeast continental in relation to their environment, 1980-1989. *ICES Marine Science Symposia*, 195: 424-432.
- Munro J.L., D. Pauly. 1983. A simple method for comparing growth of fishes and invertebrates. *ICLARM Fishbyte*, 1: 5-6.
- Mura M., A. Cau. 1989. Sul dimorfismo sessuale e sex-ratio in *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Oebalia*, 15(2), N.S.: 811-814
- Mura M., A. Cau. 1994. Community structure of the decapod crustaceans in the middle bathyal zone of the sardinian Channel. *Crustaceana*, 67 (3).
- Oejestad V. 1994. Historic changes in cod stocks and cod fisheries: Northeast Arctic coast. Copenhagen *ICES Marine Sciences Symposia*.
- Oliver M. 1953. Bionomía de los fondos de 300 a 600 metros en el sur y sudoeste de Mallorca. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, Núm. 63: 1-20.

- Oliver M. 1960. Carta de pesca de las Baleares. *Trabajos del Instituto Español de Oceanografía*, Núm. 29: 1-9.
- Oliver P. 1983. Los recursos pesqueros del Mediterraneo. Primera parte: Mediterráneo occidental. *Etudes et Revueux du Conseil. Généraux de Pêches Méditerranées*, (59): 139 p.
- Oliver P. 1991. Dinámica de la población de merluza (*Merluccius merluccius* L.) de Mallorca. (Reclutamiento, Crecimiento y Mortalidad). Tesis Doctoral. Universitat de les Illes Balears. 1991.
- Olsen E.M., M.G.R. Lilly, M. Heino, J.M. Morgan, J.M. Bratney, U. Dieckmann. 2005. Assessing changes in age and size at maturation in collapsing populations of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 811-823.
- Orsi Relini L. 1980. Aspetti riproduttivi in *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Decapoda, Penaeidea). *Memoria Biologia Marina e Oceanografía*, Supl. 10: 285-289.
- Orsi Relini L., G. Relini. 1979. Pesca e distribuzione di *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) sui fondi batiali Liguri. Nota Preliminare. *Quaderni Laboratori di Tecnologia e Pesca*, 3(1): 123-134.
- Orsi Relini L., M. Semeria. 1983. Oogenesis and reproductive strategies in bathyal penaeid prawns, *Aristeus antennatus* and *Aristaeomorpha foliacea*. *Rapport et Procès-Verbaux des Réunions Commission Internationale Mer Méditerranée*, 28: 1-2.
- Orsi Relini L., G. Relini. 1985. An attempt to assign Bertalanffy growth parameters to *Aristeus antennatus* Risso 1816 (Crustacea Decapoda) of the Ligurian Sea. *Rapport et Procès-Verbaux des Réunions Commission Internationale Mer Méditerranée*, 29(5): 301-304.
- Papaconstantinou C., K. Kapiris. 2001. Distribution and population structure of the red shrimp (*Aristeus antennatus*) on an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. *Aquatic Living Resources*, Vol. 14, nº5: 303-312.
- Patterson K.R., R.M. Cook, C. D. Darby, S. Gavaris, L.T. Kell, P. Lewy, B. Mesnil, A.E. Punt, V.R. Restrepo, D.W. Skagen, G. Stefansson. 2001. Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting. *Fishery Fish*, 2, 125-157.
- Pauly D. 1980. On the relationship between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 39(2):175-192.
- Pauly D., V. Christensen, C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1-10.
- Pauly D., J. Alder, E. Bennett, V. Christensen, P. Tyedmers, R. Watson. 2003. The future for fisheries. *Science*, 302: 1359-1361.
- Perkins, H., P. Pistek. 1990. circulation in the Algerian basin during June 1986. *Journal of Geophysical Research.*, 95. 1577-1585.
- Petersen C.G.J. 1892. Fiskenes biologiske forhold i Holbaek Fjord, 1890-91. *Beret. Danm. Biol. St.*, 1890(1): 121-183.
- Petrakis G. 1998. Catch per unit effort fluctuations in deep waters in west coast of Greece (Ionian Sea). *ICES Journal of Marine Science*, 9pp. 1998.

- Petrakis G., C. Papaconstantinou. 1998. Preliminary results of a trawl survey in deep water of Ionian Sea (Greece). In: Proceedings of the 6th Symposium of Greek Ichthyologists, Association of Greek Ichthyologist, Thessaloniki, Greece (1998), pp.25-34.
- Pinot J.M., A. Ganachaud. 1999. The role of winter intermediate waters in the spring-summer circulation of the Balearic Sea 1. Hydrography and inverse box modeling. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 104, N°. C12, Pages 29.843-29.864, December 15, 1999.
- Pinot J.M., J. Tintoré, D. Gomis. 1995. Multivariate análisis of the surface circulation in the Balearic Sea. *Progress in Oceanography*, 36: 343-376.
- Pinot J.M., A. Álvarez, V. Fernández, M. Riera. 1999. The role of winter intermediate waters in the spring-summer circulation of the Balearic Sea 2. A sensitivity numerical study. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 104, N°. C12, Pages 29.865-29.884, December 15, 1999.
- Pinot J.M., J.L. López-Jurado, M. Riera. 2002. The CANALES experiment (1996-1998). Interannual, seasonal, and meoscales variability of the circulation in the Balearic Channels. *Progress in Oceanography*, (2002): 335-370.
- Pitcher T.J., D. Pauly. 1998. Rebuilding ecosystems, not sustainability, as the proper goal of fishery management. In: *Reinventing Fisheries Management*, Eds. T. Pitcher, D. Pauly & P. Hart, (1998). Chapman & Hall Fish and Fisheries Series, 435pp.
- Pomar L. 1985. Características físicas del archipiélago Balear, relieve, litología y suelos. *El Campo*, 100: 7-10.
- Pope J.G. 1972. An investigation of the accuracy of Virtual Population Analysis using Cohort Analysis. *International Commission. Northwestern Atlantic Fishery Research Bulletin*, 9: 65-74.
- Pope J.G. 1977. Estimation of fishing mortality, its precision and implications for the management of fisheries. In: *Fisheries methematics*, pp. 63-76. Ed. J. H. Steele. Academic Press, London, New York. 198 pp.
- Pope J.G. 1979. Population dynamics and management: current status and future trends. *Invest. Pesq.*, 43: 199-221.
- Pope J.G., J.G. Shepherd. 1982. A simple method for consistent interpretation of catch-at-age data. *ICES Journal of Marine Science*, 40: 176-184.
- Prager M.H. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model. *Fishery Bulletin*, 92(2): 374-389.
- Prager M.H. 2000. *User's manual for ASPIC: a stock production model incorporating covariates, program version 3.82*. Miami Laboratory Documents. MIA-92/93-55 (5th ed.).
- Punt A.E., R. Hilborn. 1996. Biomass dynamic models. User's manual. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*, nº 10. Rome, FAO, 62p.
- Pyper B.J., R.M. Peterman. 1998. Comparison of methods to account for autocorrelation in correlation análisis. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121: 123-131.
- Quetglas A., F. Alemany, A. Carbonell, P. Merella, P. Sánchez 1998. Biology and fishery of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, caught by trawlers in Mallorca (Balearic Sea, Western Mediterranean). *Fisheries Research*, 36: 237-249.

- Quetglas A., A. Carbonell, P. Sánchez. 2000. Demersal Continental Shelf and Upper Slope Cephalopod Assemblages from the Balearic Sea (North- Western Mediterranean). Biological Aspects of Some Deep-Sea Species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 739-749.
- Quiñones R.A., R.M. Montes. 2001. Relationship between freshwater input to the coastal zone and the historical landings of the benthic/demersal fish *Eleginops maclovinus* in central-south Chile. *Fisheries Oceanography*, 10, 4: 311-328.
- Ragonese S., M.L. Bianchini. 1992. Stima dei parametri di crescita di *Aristeus antennatus* nel canale di Sicilia. Growth Parameters of *Aristeus antennatus*. *Oebalia*, Suppl. 17: 101-107.
- Ragonese S., M.L. Bianchini, L. Di Stefano, S. Campagnuolo, F. Bertolino. 1994. *Aristeus antennatus* in the Sicilian Channel. Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*", Mazara Del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication nº 3: 44.
- Ragonese S., M.L. Bianchini. 1996. Growth, mortality and yield-per-recruit of the deep-water shrimp *Aristeus antennatus* (Crustacea-Aristeidae) of the strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Fisheries Research*, 26: 125-137.
- Rätz H.J., J. Lloret. 2003. Variation in fish condition between Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks and implications for their management. *Fisheries Research*, 60: 369-380.
- Relini Orsi L., M. Pestarino. 1981. Riproduzioni e distribuzione di *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) sui Fondi Batiali Liguri. Nota Preliminare. *Quaderni di Laboratori di Tecnologia e Pesca*, 3 (1 Suppl.): 123-133.
- Relini M., P. Maiorano, G. D'Onghia, L. Orsi Relini, A. Corsi, M. Panza. 2004. Recaptures of tagged deep-sea shrimps *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) in the Mediterranean. *Rapport et Procès-Verbaux des Réunions Commission Internationale Mer Méditerranée*, 37, 2004.
- Ribeiro-Cascalho A. 1988. Biología, ecología e pesca dos peneideos de profundidade *Parapenaeus longirostris* (Lucas) e *Aristeus antennatus* (Risso) da costa portuguesa. *Dissertação para provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar, INIP*, 171 p.
- Righni P., A. Abella. 1994. Life cycle of *Aristeus antennatus* and *Aristaeomorpha foliacea* in the Northern Tyrrhenian Sea. Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*", Mazara Del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 29-30.
- Ricker W.E. 1954. Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11: 559-623
- Ritther V.A., V.N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of populations. *ICNAF Res. Doc.*, 76/VI/8:12p.
- Rikhter V.A., I.K. Sigaev, V.A. Vinogradov, V.I. Isakov. 2001. Silver Hake of Scotian Shelf: Fishery, Environmental Conditions, Distribution, and Biology and Abundant Dynamics. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, Vol. 29: 51-92.
- Rivard D., C. Darby, K. Mayo. 2003. Workshop on Assessment Methods. Scientific Council Studies. *Northwest Atlantic Fisheries Organization*, 36: 1-18.

- Rosa R., M. Nunes. 2003. Tissue biochemical composition in relation to the reproductive cycle of deep-sea decapod *Aristeus antennatus* in Portuguese south coast. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 963-970.
- Russell E.S. 1931. Some theoretical considerations on the overfishing problem". *J. Cons. Int. Expl. Mer*, 6: 1-20.
- Sardà F. 1993. Bio-ecological aspects of the decapod crustacean fisheries in the Western Mediterranean. *Aquatic Living Resources*, 6: 299-305.
- Sardà F. 1999. Análisis of the Mediterranean (including North Africa) Deep-Sea shrimps Fishery: Catches, Effort and Economics. *Final Report. EC, DG XIV, 97/0018*.
- Sardà F., J.E. Cartes. 1993a. Distribution abundance and selected biological aspects of *Aristeus antennatus* (Decapoda: Aristeidae) in deep-water habitats in the NW Mediterranean. *BIOS Thessaloniki*, 1(1): 59-73.
- Sardà F., J.E. Cartes. 1993b. Relationship between size and depth in decapod crustacean populations on the deep slope in the Western Mediterranean. *Deep Sea Research*, 40 (11-12): 2389-2400.
- Sardà F., J.E. Cartes. 1994. Life cycle of *Aristeus antennatus* in the Catalan Sea. Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*", Mazara Del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 23-24.
- Sardà F., J.E. Cartes. 1997. Morphological features and ecological aspects of early juvenile specimens of the aristeid shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Marine Freshwater Research*, 48: 73-77.
- Sardà F., M. Demestre. 1987. Estudio biológico de la gamba *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) by setal development. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 29(5): 305-307.
- Sardà F., F. Maynou. 1998. Assessing perceptions: Do Catalan fishermen catch more shrimp on Friday?. *Fisheries Research*, Vol. 36, nº 2-3: 149-157.
- Sardà F., J.E. Cartes, W. Norbis. 1994. Spatio-temporal structure of the deep-water shrimp *Aristeus antennatus* (Decapoda: Aristeidae) population in the western Mediterranean. *Fishery Bulletin*, 92: 599-607.
- Sardà F., F. Maynou, L. Talló. 1997. Seasonal and spatial mobility patterns of rose shrimp *Aristeus antennatus* in the Western Mediterranean: results of a long-term study. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 159: 133-141.
- Sardà F., J. Lleonart, J.E. Cartes. 1998. An análisis of the population dynamics of *Nephrops norvegicus* (L.) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 62 (Supl. 1): 135-143.
- Sardà F., J.B. Company, A. Castellón. 2003a. Intraspecific aggregation structure of a shoal of a western Mediterranean (Catalan coas) deep-sea shrimp (*Aristeus antennatus* Risso, 1816), during the reproductive period. *Journal of Shellfish Research*, 22(2): 569-579.
- Sardà F., J.B. Company, F. Maynou. 2003b. Deep-sea shrimp *Aristeus antennatus* Risso, 1816 in the Catalan sea, a review and perspectives. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 31: 127-136.

- Sardà F., G. D'Onghia, C.-Y. Politou, J.B. Company, P. Maiorano, K. Kapiris. 2004. Deep-sea distribution, biological and ecological aspects of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) in the western and central Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 68 (Suppl. 3): 117-127.
- Schaefer M.B. 1954. Some aspects of dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin I-ATTC* 1 (2): 25-56.
- Shepherd J.G. 1987. A weakly parametric method for the analysis of length composition data. In: Length-based methods in fisheries research. Ed. By Pauly and G. P. Morgan. ICLARM Conf. Proc. N° 13, Manila.
- Shepherd J.G. 1992. Extended survivors' analysis: an improved method for the analysis of catch-at-age data and catch-per-unit-effort data. Working paper N° 11 ICES Multispecies Assessment Working Group, June 1992, Copenhagen, Denmark, 22pp (mimeo).
- Shepherd J.G., 1999. Extended survivors análisis: an improved method for the análisis of catch-at-age data and abundance indices. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 584-591.
- Schnute J. 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34: 583-603.
- Schnute J., D. Fournier. 1980. A new approach to length frequency analysis: growth structure. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 37: 1337-1351.
- Schultz E.T., D.O. Conover. 1999. The allometry of energy reserve depletion: test of a mechanism for size-dependent winter mortality. *Oecologia*, 119: 474-483.
- Sissenwine M.P. 1978. Is MSY an adequate foundation for optimum yield?. *Fisheries*, 3(6): 22-24.
- Smith M.T., J.T. Addison. 2003. Methods for stock assessment of crustacean fisheries. *Fisheries Research*, 65: 231-256.
- Sokal R., F. Rohlf. 1995. *Biometry. The principles and practice of Statistics in Biological Research*. Third Edition. W.H. Freeman and Company. New York. 887 pp.
- Soto M., P. Pallarés, D. Gaetner, A. Delgado de Molina, A. Fonteneau, J. Ariz. 2001. Standardization of tropical purse seine fishing effort by generalized linear model (GLM). Informe no publicado.
- Sparre P., S.C. Venema. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. *FAO Fishery Technical Paper*, N° 306/1 (Rev. 2). 407 p.
- Spedicato M.T., S. Greco, G. Lembo, F. Perdichizzi, P. Carbonara. 1995. Prime valutazioni sulla struttura dello stock di *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) nel Tirreno Centrale meridionale. *Biologia Marina Mediterranea*, 2(2): 239-244.
- S-PLUS 4. 1997. Guide to Statistics, Data Analysis Products Division, MathSoft, Seattle.
- Stefanescu C., D. Lloris, J. Rucabado. 1993. Deep-sea fish assemblages in the Catalan Sea (Western Mediterranean) below a depth of 1000 m. *Deep-Sea Research I*, Vol. 40, N° 4: 695-707.
- Sundermeyer M.A., B.J. Rothschild, A.R. Robinson. 2005. Using commercial landing data to identify environmental correlates with distributions of fish stocks. *Fisheries Oceanography*, 14, 1: 47-63.

- Taylor C C. 1960. Temperatura, growth and mortality- The Pacific cockle. *J. Cons. Int. Expl. Mer*, 26: 117-124.
- Thiel M., I.A. Hinojosa. 2003. Mating behavior of female rock shrimp *Rhynchocinetes typus* (Decapoda: Caridea) indication for conveniente polyandry and cryptic female choice. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 55: 113-121.
- Tobar R., F. Sardà. 1987. Análisis de la evolución de las capturas de gamba rosada *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) en los últimos decenios en Cataluña. *Informes Técnicos Instituto de Investigaciones Pesqueras*. Barcelona 142: 1-20.
- Tudela S., F. Sardà, F. Maynou, M. Demestre. 2003. Influence of submarine canyons on the distribution of the deep-water shrimp (*Aristeus antennatus*, Risso 1816) in the north-western Mediterranean. *Crustaceana*, 76(2): 217-225.
- Tyler P.A., L.S. Campos-Creasy, L.A. Giles. 1994. Environmental control of quai-continuous and seasonal reproduction in the deep-sea benthic invertebrates. In: Young, C. M., Eckelbarger, K. L. (Eds.), *Reproduction, Larval Biology, and Recruitment of the Deep-Sea Benthos*. Columbia University Press, New Cork, pp. 158-178.
- Udekem d' Acoz C.D. 1999. Inventaire et distribution des crustacés décapodes de l'Atlantique nord-oriental, de la Méditerranée et des eaux continentales adjacentes au nord de 25° N. *Patrimoines naturels (M.N.H.N./S.P.N.)*, 40: 383 p.
- Vigneaux M. 1996. Análisis of vessel movements and strategies using comercial catch and effort data from the New Zealand hiki fishery. *Canadian Journal Fishery and Aquatic Science*, 53: 2126-2136.
- Vila Gordillo Y. 2001. Estudio cuantitativo de la lipofuscina mediante microscopía de fluorescencia en cerebros de crustáceos peneidos: Aplicación a la determinación de la edad en animales salvajes (*Parapenaeus longirostris* Lucas 1846 y *Aristeus antennatus* Risso, 1816) y cultivados (*Marsupenaeus japonicus* Bate, 1888). Ph. D. Thesis, Universidad de Cádiz: 175pp.
- Volterra V. 1926. *Nature*, 118(2972): 558-560.
- Walters, C.J., J.S. Collie. 1988. Is reseach on envieronmental factors useful to fisheries management?. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science*, 45: 1848-1854.
- Walters C., N. Hall, R. Brown, C. Chubb. 1993. Spatial model for the population dynamics and exploitation of the Western Australian rock lobster, *Panulirus cygnus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 50: 1650-1662.
- Walters C., J.J. Maguire. 1996. Lessons for stock assessment from the northern cod collapse. *Reviews in Fish Biology and Fishereis*, 6: 125-137.
- Waluda C.M., P.G. Rodhouse, G.P. Podestá, P.N. Trathan, G.J. Pierce. 2001. Surface oceanography of the inferred hatching grounds of *Illex argentinus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) and influences on recruitment variability. *Marine Biology*, 139: 671-679.
- Ward T.J. 2000. Indicators for assessing the sustainability of Australia's marine ecosystems. *Marine Freshwater Research*, 51: 435-46.
- Wittink D.R., 1988. *The application of regression analysis*. Allyn and Bacon, Inc., Boston, MA, 324p.

- Yahiaoui M. 1994a. Growth, mortality and exploitation of *Aristeus antennatus* near Alger and *Aristaeomorpha foliacea* near Annaba (Algérie). Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*". Mazzara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 53-54.
- Yahiaoui M. 1994b. Distribution and reproduction cycle of *Aristeus antennatus* and *Aristaeomorpha foliacea* in Algeria. Proceedings of International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*". Mazzara del Vallo, M.L. Bianchini and S. Ragonese (Eds.), *N.T.R.-I.T.P.P.*, Special Publication n. 3: 51-52.
- Yahiaoui M., A. Nouar, A. Messili. 1986. Stock evaluation of two species of deep-sea shrimp of the penaeid family: *Aristeus antennatus* and *Parapenaeus longirostris*. *FAO Fishery Reports*, 347: 221-231.
- Yoshimoto S.S., R.P. Clarke. 1993. Comparing dynamic versions of the Schaefer and Fox production models and their application to Lobster Fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 181-189.
- Zar J.H., 1984. *Biostatistical analysis*. Second Edition. Prentice-Hall International, Inc. Englewood Cliffs, 718 pp.
- Zariquey R. 1968. Crustáceos Decápodos Ibéricos. *Investigaciones Pesqueras*, Tomo 32: 1-510.
- Zheng J., G.H. Kruse. 2000. Recruitment patterns of Alaskan Crabs in relation to decadal shifts in climate and physical oceanography. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 438-451.
- Zuur A.F., I.D. Tuck, N. Bailey. 2003. Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 542-552.