

TD
250

R. 11703

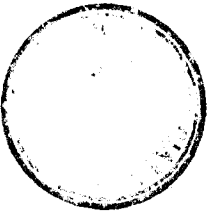


UNIVERSIDAD DE SEVILLA
 Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
 Oficina de Tesis Doctorales
 el nº 178 número 87 del libro
 correspondiente a la tesis nº 178
 Sevilla,
 El Jefe del Negociado de Tesis,

Rosa Lafitte

(2ª Parte)

VII. INFLUENCIA DE LAS TRANSFORMACIONES HUMANAS EN LA TENDENCIA Y DISTRIBUCION DE LAS POBLACIONES LIMICOLAS INVERNANTES EN LA BAHIA DE CADIZ.



7.1. INTRODUCCION

Cada otoño llegan a los estuarios de Europa Oriental millones de limícolas procedentes de sus zonas de cría situadas más al Norte (HALE, 1980; GOSS-CUSTARD, 1985).

Estos estuarios constituyen el hábitat apropiado donde dichas aves encuentran los recursos alimentarios necesarios para permanecer en él o para reanudar su migración. Sin embargo, desde hace varias décadas son cada vez más las costas que sufren alteraciones debidas principalmente a la actividad humana. Estas acciones comportan en muchos casos, una importante reducción del hábitat, que repercute ostensiblemente sobre las poblaciones de limícolas (GERSTER, 1975; WELCOME, 1979; DUGAN, 1987).

GOSS-CUSTARD (1977a) muestra que el efecto inmediato de esta reducción suele ser un aumento de la densidad de aves en otros comederos no alterados, lo que casi siempre implica un incremento de la interferencia, con los consiguientes desplazamientos secundarios a comederos menos propicios (GOSS-CUSTARD, 1970; 1977a, 1977b). Cabe señalar también que el aumento de la densidad de aves en un comedero lleva consigo una reducción en la tasa de ingestión (GOSS-CUSTARD, 1977c), lo que incide negativamente en la supervivencia y, por tanto, en el tamaño de las poblaciones (GOSS-CUSTARD y MOSER, 1988; MOSSER, 1988).

Estas consecuencias negativas de la creciente actividad humana ha estimulado el estudio de la ecología de las limícolas y de los efectos que tienen sobre sus poblaciones las alteraciones del medio estuarino. En efecto, en los últimos veinte años se han realizado muchos de tales estudios en zonas del Norte de Europa (PRATT y GLUE, 1968; GOSS-CUSTARD, 1977a, 1977b, 1977c; SAEIJS y BAPTIST, 1980; GOSS-CUSTARD y MOSSER, 1988; MOSSER, 1988; GOSS-CUSTARD y DURELL, 1990; GOSS-CUSTARD *et al.*, 1990).

También la Bahía de Cádiz está sufriendo estas agresiones, pues, como hemos dicho en apartados anteriores de esta memoria, en los

últimos diez años se están realizando en ella diversas transformaciones que consisten principalmente en la conversión de las antiguas salinas en cultivos extensivos o cultivos semiintensivos de peces, construcción de paseos marítimos, zonas recreativas, playas artificiales y parques de cultivos de Bivalvos (Fig. 7.2). La mayoría de estas transformaciones se han efectuado a partir de 1987. Sin embargo, no hemos encontrado estudios, como los señalados anteriormente, sobre la Bahía de Cádiz, ni siquiera sobre la Península Ibérica, lo cual no deja de ser paradójico, ya que, como hemos dicho en la parte cuarta, las zonas húmedas ibéricas constituyen un enclave de suma importancia para las limícolas.

En el presente capítulo abordamos el estudio de los posibles efectos de las citadas transformaciones sobre la tendencia y distribución de las aves limícolas invernantes en la Bahía de Cádiz. Con ello esperamos contribuir al conocimiento de la ecología de las aves estuarinas, línea de investigación tan prometedora como incipiente en nuestro país, y cuyo desarrollo será de suma utilidad en la conservación de nuestras zonas húmedas y muy especialmente para la futura gestión del Parque Natural de la Bahía de Cádiz.

7.2. METODOS

7.2.1. TENDENCIA POBLACIONAL DE LAS LIMICOLAS INVERNANTES EN LA BAHIA DE CADIZ.

Con el fin de conocer la tendencia de las poblaciones y qué especies han sufrido mayor variación, hemos comparado los datos que, para cada especie, hemos recogido en el invierno de 1990/91, con los resultados de censos efectuados en el invierno de 1985/86 (SOLIS, *com. pers.*; PEREZ-HURTADO *et al.*, en prep.). Estos datos son indicativos del tamaño de las poblaciones, antes y después de un periodo con frecuentes transformaciones efectuadas en la Bahía de Cádiz.

No obstante, hemos creído conveniente hacer previamente un estudio parcial de las tendencias de las especies en la Bahía de Cádiz con los datos que existen desde 1982 a 1991, limitando el análisis a aquellas zonas de la bahía que se han censado al menos durante cuatro años. El objeto de este estudio previo es comprobar el grado de variación que presentan los datos disponibles, lo que nos permitirá conocer el grado de fiabilidad de los censos parciales anteriores al invierno de 1985/86, y al mismo tiempo evaluar de forma más coherente la validez de los datos correspondientes a los dos años considerados.

Según los resultados de este estudio previo (Anexo 12 y Figuras 7.3 a 7.12), cuando se consideran los datos de años anteriores a 1985 hay un alto índice de variación para la mayoría de las especies. Es muy posible que este hecho se deba a que en estos años el censo de la Bahía de Cádiz se realizó de forma parcial y en épocas no siempre coincidentes con periodos de estabilidad poblacional (ver apartado cuarto).

A la vista de estos resultados, creemos que es más correcto referir las tendencias de las especies sólo a los años en los que se han realizado censos de máxima cobertura y en fechas similares. Los demás datos sólo son útiles como meros puntos de referencia para la interpretación de nuestros resultados.

Previamente a estas comparaciones, se han transformado los datos mediante el logaritmo de $x+1$. Esta transformación normaliza los datos y homogeniza las varianzas (SIEGEL, 1956; SOKAL y ROHLF, 1979).

La recta de regresión resultante de tales comparaciones permite conocer la variación global de un año a otro, así como la tendencia de cada una de las especies estudiadas.

Debido a que no existe apenas información de cobertura aceptable, hemos utilizado, además de los dos años de máxima cobertura, el promedio del periodo 1982-86 (ver apartado cuarto) y las estimas realizadas por VELASCO y ALBERTO (en prensa) a partir de datos de la S.E.O. para el periodo 1975-85. Estos datos complementarios, aunque difícilmente comparables entre sí, son de gran

utilidad porque, tomados de referencia, dan mayor consistencia a los resultados obtenidos a partir de los censos de máxima cobertura. Por ello, en las gráficas de tendencia de cada especie, recogemos toda la información anteriormente mencionada.

De este modo, en el presente capítulo abordamos de forma general y aproximativa el problema de las transformaciones humanas en la Bahía de Cádiz y sus consecuencias sobre las aves limícolas en el momento actual. Pues, sería pretencioso tratar de evaluarlas con más exactitud dada la escasa información existente.

7.2.2. METODOS PARA EL ESTUDIO DE LA DISTRIBUCION DE LAS LIMICOLAS EN LA BAHIA DE CADIZ.

Con el fin de conocer las posibles influencias que las transformaciones humanas han ejercido sobre la distribución de las limícolas invernantes en la Bahía de Cádiz, hemos utilizado exclusivamente los datos correspondientes a los inviernos de 1985/86 y 1990/91, para cada una de las 21 zonas en que hemos dividido la bahía (Fig. 4.1).

Para ello hemos confeccionado mapas de la distribución de cada especie en las 21 zonas estudiadas durante ambos inviernos.

Dado que, según *KERSTEN et al. (1981)* y *RAPPOLDT et al. (1984)*, existe un cierto error personal en cada observador a la hora de realizar censos de bandos de estas especies, se procuró que, en la medida de lo posible, participaran los mismos observadores en ambos censos invernales.

Posteriormente, y con el fin de facilitar el análisis y la interpretación de los resultados, hemos agrupado las 21 zonas censadas en 12 unidades ambientales (Fig. 7.1), para lo cual hemos atendido principalmente al tipo de modificación que sufrió cada una de las 21 zonas entre 1985 y 1991, así como al tipo de hábitat y a su situación en la bahía.

En la figura 7.1 se representan las 12 unidades ambientales resultantes, que son las siguientes:

Unidad 1.- Salinas de explotación industrial con algunas zonas dedicadas al cultivo tradicional de peces, esta zona no ha sufrido apenas alteraciones desde 1985. Coincide exactamente con la Zona 1.

Unidad 2.- Areas dedicadas a salinas y al cultivo tradicional de peces, que han sido convertidas en cultivos semiintensivos. Coincide con la zona 2.

Unidad 3.- Hábitat de arenas intermareales situada en la playa del Levante y desembocadura del río San Pedro. Actualmente se construye un paseo marítimo. Coincide con parte de la zona 3.

Unidad 4.- Localizada en la Isla del Trocadero y áreas próximas. Estaba dedicada a salinas y cultivos tradicionales, con marisma natural cercana, así como fangos intermareales asociados al saco interno de la bahía. No ha sufrido apenas transformaciones desde 1985 (Fig. 7.2), aunque cabe destacar la creación de parques de cultivo de bivalvos en zonas intermareales próximas a la boca del saco y la construcción de un paseo marítimo y playas artificiales en la zona próxima a Puerto Real. Esta unidad comprende las zonas 4 y 5.

Unidad 5.- Salinas y cultivos tradicionales con zonas transformadas en cultivos extensivos de explotación activa. Esta unidad presenta también planicies intermareales asociadas al saco interno de la bahía. Comprende las zonas 6, 7 y 8.

Unidad 6.- En esta unidad se agrupan las zonas 9, 10 y 11, que corresponden a zonas intermareales del saco interno, algunas de ellas han sido transformadas en parques de cultivo de bivalvos después de 1985.

Unidad 7.- Salinas y cultivos tradicionales, que han sufrido pocas transformaciones entre 1985 y 1991, aunque hay que señalar que

en la parte de esta unidad, que coincide con las Salinas *Los Tres Amigos*, se inició la construcción del llamado "Parque Bahía", que actualmente está parada. Esta unidad coincide con la zona 12 y se encuentra asociada a la costa atlántica, al saco interno y al río Arillo.

Unidad 8.- Coincide con la zona 13, que comprende playas y cultivos tradicionales poco transformados. Con influencia directa de la costa atlántica y zonas intermareales del estuario de Sancti-Petri.

Unidad 9.- Esta unidad abarca todos aquellos cultivos tradicionales situados en el estuario de Sancti-Petri, que con posterioridad a 1985 han sido transformados en mayor o menor grado en cultivos de carácter semiintensivo. Comprende las zonas 14, 15, 16 y 17.

Unidad 10.- Cultivos tradicionales apenas transformados desde 1985. Comprende marismas y zonas intermareales del estuario de Sancti-Petri. Coincide con la zona 18.

Unidad 11.- Marismas naturales situadas en la desembocadura del caño de Sancti-Petri, algunas de las cuales han sido transformadas en cultivos semiintensivos después de 1985. Comprende las zonas 19 y 20.

Unidad 12.- Zona intermareal de sustrato rocoso (La Caleta). No ha sufrido variaciones notables después de 1985. Coincide con la zona 21.

Antes de exponer nuestros resultados, es conveniente señalar que para calcular la diversidad específica respecto a las 21 zonas y a las 12 unidades, se ha empleado el Índice de SHANON y WEAVER (1949), según la fórmula:

$$H = - \sum p_i \lg p_i$$

Donde:

i = Número de especies.

p_i = La contribución relativa de cada especie al total de los individuos.

Esta medida nos da una idea del número de especies existentes en una zona.

El otro parámetro utilizado en este capítulo, ha sido la dominancia, la cual nos aporta información acerca de las tendencias hacia la monoespecificidad (RUBIO, 1985). Hemos empleado el índice de Macnauhton (MACNAUGHTON, 1968; MACNAUGHTON y WOLFF, 1970) para una sólo especie.

$$D1 = \frac{A1 \times 100}{(A1 + A2 + \dots + An)}$$

Siendo $A1, A2, \dots$, las abundancias de las especies 1,2,..., y $D1$ la dominancia de las especies.

7.3. RESULTADOS

7.3.1. VARIACION POBLACIONAL DE LAS ESPECIES DE LIMICOLAS DE LA BAHIA DE CADIZ

Exponemos a continuación las tendencias observadas en las poblaciones de las especies de límícolas en la Bahía de Cádiz, sin extendernos en aquéllas que presentan comportamientos migratorios marcados o que sus poblaciones son de pocos individuos, ya que ambas circunstancias pueden conducir a errores.

Haematopus ostralegus

Como puede apreciarse en la figura 7.13A, esta especie presenta una tendencia clara a incrementar sus contingentes ($r_s=0.89$; $p<0.001$).

Así, en los censos realizados durante el invierno de 1985/86, alcanzan casi los 150 individuos (Anexo 1), y la estima de VELASCO

y ALBERTO (*en prensa*) para este periodo es de 200 individuos, cifra similar a la estimada por nosotros al basarnos en el promedio calculado para los años 1982-86. En 1990/91 se alcanzan los 300 individuos, lo que indica un aumento del 52%. Es interesante señalar que en los censos parciales que hemos realizado durante el siguiente invierno (1991/92) se alcanzan los 400 Ostreros. Esto permite indicar que se mantiene la tendencia a incrementar (Tabla 7.1).

Himantopus himantopus

La población de la Cigüeñuela muestra un ligero pero constante decremento (15.4%) (Tabla 7.1). En la figura 7.13R se aprecia que esta disminución ha sido suave desde el periodo 1982-86, hasta el invierno de 1990/91 ($r_s=0.56$ $p<0.04$).

Recurvirostra avosetta

Como se aprecia en la Figura 7.13 S, los promedios correspondientes al periodo 1982-86 arrojan cifras inferiores a las encontradas en los dos censos de mayor cobertura (85/86-90/91), siendo éstas más próximas a las estimaciones realizadas por VELASCO y ALBERTO (*en prensa*) para la Bahía de Cádiz. Entre estos dos últimos censos hay una ligera tendencia a la disminución ($r_s=0.77$ $p<0.003$).

Charadrius hiaticula

Esta especie muestra una ligera disminución desde el periodo 1982/86 (Fig. 7.13B), de escasa significación estadística ($r_s=0.46$ $p<0.05$), aunque esta tendencia no es importante (17.4 %) (Tablas 7.1, 7.2).

Charadrius alexandrinus

Esta especie sigue una tendencia a disminuir mucho más pronunciada y significativa que la anterior ($r_s=0.62$, $p<0.001$) (Fig. 7.13C). VELASCO y ALBERTO (*en prensa*) estiman la población en unos 1500 individuos, cifra que se aproxima a la de 1300 estimada por nosotros para el periodo 1982-86. Durante esta época se alcanza un

pico de 1800 individuos en el censo de 1985/86. Sin embargo, en nuestro censo, efectuado en invierno de 1990/91, la población es sólo de 900 individuos, lo que supone un descenso del 32.9 % (Tablas 7.1, 7.2).

Pluvialis squatarola

Al igual que la especie anterior, la población de Chorlitos Grises ha experimentado una significativa disminución ($rs=0.61$ $p<0.001$) (Fig. 7.13D). En Enero de 1986 había 1.838 individuos, y cinco años más tarde encontramos sólo 923 (Anexo 2), lo que significa una reducción del 49.7 % (Tablas 7.1, 7.2).

Calidris canutus

La población de esta especie ha experimentado pequeños incrementos (fig. 7.13J), desde los primeros censos, 1982-86, hasta los realizados en la actualidad. Sin embargo, al igual que en el caso de la especie anterior, no disponemos aún de suficientes datos para interpretar estos cambios numéricos como resultado de una tendencia real de las poblaciones invernantes o bien como consecuencia de movimientos migratorios.

Calidris alba

Si tenemos en cuenta las estimas de VELASCO y ALBERTO (*en prensa*) y los datos relativos al periodo 1982-86, comparados con nuestros censos de 1990/91, se deduce que la población del Correlimos Tridáctilo en la Bahía de Cádiz se mantiene estabilizada en unos 200 individuos ($rs=0.59$ $p>0.05$) (fig. 7.13G).

Calidris minuta

Especie de escasa presencia en la Bahía de Cádiz y con tendencia a disminuir. El porcentaje de disminución observado ha sido del 28% (Tabla 7.1). Dada su poca importancia numérica en la bahía, no podemos evaluar esta tendencia ($rs=-0.03$ $p>0.05$) (Tabla 7.2).

Calidris ferruginea (Fig. 7.13I)

La población invernante del Correlimos Zarapitín, como apreciamos en los Anexos 1 y 2, es poco relevante, ya que fue siempre inferior a 50 individuos durante el periodo 1982-1986 y no llega a 10 en 1990/91.

Calidris maritima

El tamaño de la población en la Bahía de Cádiz durante el periodo 1982-85 no sobrepasó los 16 individuos, y en el invierno 1991/92 encontramos sólo la mitad (Anexos 1 y 2). Debido a su poca importancia numérica, no podemos precisar la validez de la tendencia observada.

No obstante, consideramos interesante señalar la presencia de esta especie en la Bahía de Cádiz, ya que en el trabajo más reciente que hemos consultado (SMIT y PIERSMA, 1989) se sitúa el límite de la población invernante en el Norte de España.

Calidris alpina

Es notable el gran incremento que se produce en el invierno de 1985/86, alcanzándose hasta 12.500 individuos (anexo 1), incremento posiblemente relacionado con una mayor cobertura del área. En el censo del invierno 1990/91 se aprecia una disminución del 7% en los contingentes y no encontramos diferencias significativas ($r_s=0.43$ $p>0.05$) (Tabla 7.2).

Limosa limosa

Al comparar los censos efectuados en Enero de 1986 y Enero de 1991 (Anexos 1 y 2), se deduce que la población de la Aguja Colinegra (Fig. 7.13Ñ) presenta una disminución del 17% (Tabla 7.1), que no consideramos significativa ($r_s=0.5$; $p>0.05$) (Tabla 7.2).

Limosa lapponica (Fig. 7.10)

Como se aprecia en la figura 7.13 O, la población de esta especie

ha experimentado un incremento de un 37.8 %, desde el periodo 1982-85 hasta el invierno de 1990/91 (Tabla 7.1), aunque no existen diferencias significativas ($rs=-0.27$; $p>0.05$).

Numenius arquata

El Zarapito Real presenta una disminución en su población del 66.7 % ($rs=0.36$; $p>0.05$) (Tablas 7.1, 7.2). De 500 individuos estimados para el periodo 1982-86, con un pico de 700 en 1985/86, sólo se encuentran unos 200 individuos en el invierno de 1990/91. En la figura 7.13P también se puede apreciar que nuestros datos coinciden plenamente con los estimados por VELASCO y ALBERTO (*en prensa*).

Numenius phaeopus

Como puede apreciarse en la figura 7.13Q la población del Zarapito Trinador presenta una tendencia ascendente, aunque no significativa ($rs=0.98$ $p>0.05$). Esta especie ha incrementado un 42 %.

Tringa totanus

La población de esta especie muestra un decrecimiento (Fig. 7.13L) de pendiente poco marcada ($rs=0.70$ $p>0.05$). En el invierno de 1985/86 había 1.883 individuos, y cinco años más tarde, poco más de 1.300, lo que significa una reducción del 26.9% (Tabla. 7.1). Asimismo, nuestras estimaciones para el periodo 1982-86 coinciden con las efectuadas por VELASCO y ALBERTO (*en prensa*).

Tringa nebularia

Al comparar los datos actuales (Fig. 7.13M) con los correspondientes al periodo 1982-86, se aprecia que la población del Archibebe Claro muestra una ligera tendencia a disminuir. Pero si los datos actuales se comparan con los de 1985/86, se aprecia que dicha tendencia es más pronunciada, llega al 40 %.

Actitis hypoleucos

Al igual que la anterior, esta especie tiene poca representación

en la Bahía de Cádiz, por lo que los resultados que aquí se exponen tienen una validez muy relativa. Como puede apreciarse en la figura 7.13N, la población de esta especie presenta un claro incremento que, en términos numéricos, significa un aumento del 60% de sus efectivos.

Arenaria interpres

Tanto nuestra estimación referente al promedio del periodo 1982-86, como las de VELASCO y ALBERTO (*en prensa*), son de 200 individuos, y en el último censo que hemos realizado (invierno 1990/91), no pasaron de 180 individuos. La disminución apreciada (15.1%) es muy ligera, aunque significativa ($r_s=0.65$ $p<0.005$) (Tabla 7.2). Consideramos, pues, que la población del Vuelvepedras se mantiene prácticamente estable en la Bahía de Cádiz.

A continuación y a modo de síntesis, realizamos una agrupación de nuestros datos en cuatro familias de limícolas presentes en la bahía, (Haematopodidae, Charadriidae, Scolopacidae y Recurvirostridae), y señalamos sus variaciones de dominancia relativa desde el invierno de 1982/83 hasta el invierno de 1990/91 (Fig. 7.14A). Posteriormente comentaremos la tendencia de las especies en relación a estos mismo años, pero agrupándolas esta vez de forma más arbitraria según las variaciones de tamaño que presentan las especies (Fig. 7.14B). De esta forma dividimos a las limícolas en:

Hematopódidos (Ostreros)

Carádridos de pequeño tamaño (Chorlitejos)

Carádridos mayores (Chorlito Gris)

Escolopácidos de pequeño tamaño (Correlimos, Vuelvepedras..)

Escolopácidos medianos (Archibebes)

Escolopácidos mayores (Zarapitos y Agujas)

Recurviróstridos (Avoceta y Cigüeñuela)

En la figura 7.14 A, se puede apreciar que la familia Charadriidae tiende a disminuir su importancia relativa a medida que nos acercamos a 1991, y como vimos anteriormente con diferencias significativas. Principalmente en los Carádridos de pequeño tamaño y en el Chorlito Gris (Fig. 7.14B) (Anexos 13 y 14).

Esta disminución, implica un aumento concomitante de la presencia relativa de la familia Scolopacidae, lo que se aprecia claramente en la figura 7.14, aunque estadísticamente no es significativo ($r_s = 0.62; p > 0.05$). Como veremos más adelante este aumento se debe principalmente a los Correlimos.

7.3.2. VARIACIONES EN LA DISTRIBUCION DE LAS LIMICOLAS INVERNANTES EN LA BAHIA DE CADIZ.

Antes de exponer nuestros resultados sobre las variaciones en la distribución referidas a cada una de las especies de limícolas estudiadas, creemos conveniente dar una idea global de las variaciones numéricas y de diversidad de especies que hemos observado en las distintas zonas de la bahía.

En primer lugar descartamos las zonas 7, 8 y 17, pues no fueron censadas en el invierno de 1985/86 y, por tanto, no disponemos de los datos a los que referir nuestros censos de 1990/91 (Fig. 7.15A).

De las 18 zonas restantes (Fig. 7.15A), tres permanecen sensiblemente invariables, en cuanto al número de efectivos; cinco han aumentado ligeramente y en las 10 zonas restantes ha habido disminución.

De éstas destacan cinco por la importante disminución relativa de sus efectivos, siendo la mayoría de estas disminuciones altamente significativas. Estas son (Tabla 7.3): la zona 5 (73.8%; $r_s = 0.92, p < 0.0001$), la 11 (72.1%; $r_s = 0.79, p < 0.002$), la 13 (51.8%; $r_s = 0.57; p < 0.02$), la 14 (28.7%; $r_s = 0.71, p < 0.001$) y la 19 (44.8%; $r_s = 0.53, p > 0.05$). Cabe señalar que en las zonas 5 y 11, que son las de mayor reducción, se han instalado recientemente parques de cultivos de bivalvos (Fig. 7.2), y que, como veremos más adelante, en otras tres, se han

convertido cultivos tradicionales en cultivos semiintensivos.

En cuanto a las variaciones en la diversidad de especies (Fig. 7.15B), hay que señalar que actualmente hay más diversidad en las zonas 5, 6, 9, 10 y 11, todas ellas asociadas a los fangos intermareales del saco interno. En cambio, ha disminuido la diversidad de especies en las zonas 2, 3, 4, 12, 13, 14, 16 y 18 (cinco de ellas situadas en el Estuario de Sancti-Petri), y, como puede apreciarse en la figura 7.2, la mayoría han sido objeto de alteraciones de diversa índole.

Exponemos a continuación nuestras observaciones sobre las variaciones en la distribución de cada especie en la Bahía de Cádiz, entre los años 1986 y 1991.

Haematopus ostralegus

Para el Ostrero no apreciamos variaciones importantes en cuanto a la distribución de la especie en la bahía (Fig 7.17) ($r_s=0.89$ $p<0.01$), ya que la población se encuentra muy bien delimitada, en la zona 3, donde adquiere una dominancia relativa próxima al 40% (Fig. 7.18). Esta zona, localizada en la desembocadura del Río San Pedro, es la única que presenta concentraciones importantes del Bivalvo *Cerastoderma edule*, principal presa de esta especie (HEPLESTON, 1971; GOSS-CUSTARD *et al.*, 1980; SHERMAN y GOSS-CUSTARD, 1989; PEREZ-HURTADO *et al.*, 1990).

Himantopus himantopus

Antes de exponer los resultados creemos conveniente recordar que, como ya adelantábamos en la parte sexta de esta memoria, esta especie, debido a sus adaptaciones morfológicas y hábitos alimentarios, depende casi exclusivamente de las zonas de salinas y cultivos marinos tradicionales en la Bahía de Cádiz, por lo que se puede predecir que va a verse afectada por las alteraciones humanas de la bahía.

En la Fig. 7.19 se aprecia una variación en la distribución de la Cigüeñuela. Esta variación se ve reflejada en una disminución del 88% de los efectivos que utilizaban la zona 18 en el invierno de 1985/86,

(localizada en el Estuario de Sancti-Petri) y del 60% para los individuos de la zonas 5 y 16 (Fig. 7.20A). Paralelamente a esta disminución se observa un aumento importante (96.3 %) en la zona 6 (Tabla 12). En la figura 7.20B se observa que la dominancia de la especie en la zona 8 es casi del 35%; sin embargo, no podemos interpretar el significado de este dato, ya que esta zona no fue cubierta en el invierno de 1985/86.

Recurvirostra avosetta

En los Mapas de distribución (Fig. 7.21) se aprecia que esta especie ha desaparecido de la zona 20. También se puede observar en estos mapas y en la figura 7.22A una fuerte disminución en las zonas 14 y 18, con porcentajes de reducción del 75 y 73%, respectivamente, así como un ligero descenso (27 %) en la zona 16 (Tabla 7.1). En la figura 7.22B puede observarse una menor dominancia en las zonas 12, 14, 16 y 18, situadas en el estuario de Sancti-Petri.

Charadrius hiaticula

Como se representa en las figuras 23 y 24, esta especie ha sufrido una significativa disminución en las zonas del Sancti-Petri 13, 14, 15 y 16, del 92, 60, 53 y 36% respectivamente (Tabla 7.1), ($r_s=0.46$, $p<0.05$).

En la figura 7.2, se señalan las transformaciones en cultivos semiintensivos realizadas en las zonas 14, 15 y 16.

Asimismo, en el saco interno de la bahía ha habido también una fuerte disminución de los efectivos en las zonas 4, 5 y 6 (Fig. 7.24A), que corresponden a los fangos y cultivos marinos cercanos a Puerto Real (Tabla 7.1). Las tres zonas citadas están afectadas por la construcción de un paseo marítimo, playas artificiales, instalación de parques de cultivos de bivalvos y la transformación de áreas de cultivos tradicionales de peces en cultivo extensivo de explotación activa (Fig. 7.2).

También es sorprendente la brusca disminución (81%) observada en la zona 11, de fangos intermareales (Fig. 7.24A), debido

probablemente a la instalación de parques de cultivos de Bivalvos.

Creemos interesante señalar que hemos observado fuertes incrementos en las zonas 1 (73%), 9 y 10 (>85%) y 18 (67%) ($r_s=0.46$, $p<0.05$) (Tabla 7.1), ninguna de las cuales ha sufrido alteraciones importantes en los últimos años (Fig. 7.2). Vemos pues, que los efectivos de esta especie han aumentado en siete zonas y han disminuido en once (Fig. 7.25).

En lo que respecta a la dominancia (Fig. 7.24B), hay un aumento en la zona 10 y una disminución en la 21.

Charadrius alexandrinus

En la figura 7.26, correspondiente a la distribución de esta especie en el invierno de 1985/86, se puede apreciar que el Chorlitejo Patinegro se encontraba principalmente en zonas del estuario de Sancti-Petri, concretamente en la 13, 14, 15, 16 y 18, así como en la 6 del saco interno de la bahía, y en la 1 (Figs.7.27A; 7.28). Esta distribución indica que la mayor parte de los efectivos de esta especie utilizaban salinas y cultivos tradicionales cercanos a zonas intermareales.

Es interesante señalar que en estas zonas había condiciones de tranquilidad aceptables, ya que en las tareas propias del cultivo tradicional la presencia humana no es tan frecuente como en el caso de los cultivos semiintensivos, muchos de los cuales se han instalado en el Estuario de Sancti-Petri.

En el mapa de distribución actual (Fig. 7.26) se aprecia que en la zona de Sancti-Petri el Chorlitejo Patinegro presenta una clara tendencia a disminuir ($r_s=0.62$, $p<0.007$), sobre todo en las zonas 13, 15 y 16, y especialmente en la primera, donde ha habido una reducción del 99.7%. También se aprecia esta tendencia, aunque menos acentuada, en la zona distal del estuario.

En cambio, en las zonas intermareales 9 y 11 del saco interno se aprecian incrementos de un 72 y 32%, respectivamente, mientras que en la zona 10, también intermareal, la disminución es del 87% (Tabla 7.1).

Es de destacar, por último, que, hacia el norte de la bahía, en las zonas 6 y 2 ha habido una espectacular disminución del 95.8 y 89% respectivamente (Tabla 7.1). Al observar la figura 7.2, se puede apreciar que los cultivos tradicionales que habían en la zona 6 han sido transformados en cultivos extensivos de explotación activa, y en el caso de la zona 2 el cambio ha sido más radical ya que se alteraron las estructuras de los cultivos tradicionales para instalar cultivos semiintensivos.

La dominancia de la especie disminuye notablemente en las zonas 6, 10, 13 y 16 (fig. 7.27B).

Pluvialis squatarola

Como vimos en los dos capítulos anteriores de esta memoria, el Chorlito Gris realiza su actividad alimentaria exclusivamente en fangos intermareales de la bahía, depredando sobre Moluscos y Poliquetos. Este comportamiento se refleja en los mapas de distribución (Fig.7.29) donde se pueden apreciar disminuciones en las zonas 4, 5, 6, 13, 16 y 18 (Tabla 7.1), siendo muy acusada la observada en la zona 13 (85 %) ($r_s=0.61$ $p<0.008$) (Figs. 7.30; 7.31). Es posible que esta importante reducción esté relacionada con la alteración de esta zona para instalar parques de cultivo de bivalvos. En cambio, ha habido un aumento del 73% en la zona 12, la cual no ha sufrido alteraciones de importancia, sino que continúa dedicada a salinas y cultivos tradicionales.

Calidris alba

Esta especie siempre se ha asociado en mayor o menor grado a sustratos arenosos o rocosos (CRAMP y SIMMONS, 1983). En la figura 7.32 se puede apreciar que también en la Bahía de Cádiz se encuentra en este tipo de sustratos (zonas 3 y 11, de arenas intermareales y zona 21, de rocas). No hemos observado variaciones significativas en la distribución ($r_s=0.59$; $p>0.05$), posiblemente debido a la escasez de efectivos y de hábitats apropiados para esta especie. Tampoco hemos encontrado variaciones en cuanto a la dominancia de la especie en las diversas zonas (inferior al 12 %); cabría señalar también una

disminución en la zona 3 (Figs. 7.33 y 7.34).

Calidris maritima

Dado que esta especie tiene escasos efectivos en la Bahía de Cádiz (Fig. 7.36A), sólo comentaremos brevemente algunos aspectos de su distribución.

Procederemos así en todos los casos similares al de este Correlimos, limitándonos principalmente a exponer los mapas de distribución y señalar los cambios que consideremos relevantes.

En la figura 7.35 se puede apreciar la peculiar distribución del Correlimos Oscuro, ya que su población (Fig. 7.35) se encuentra localizada únicamente en la zona 21 (La Caleta). Esta zona es un hábitat de sustrato rocoso, característico de la especie (CRAMP y SIMMONS, 1983). Por último, cabe señalar que la dominancia de la especie no ha variado apreciablemente (Fig. 7.35B).

Calidris alpina

El Correlimos Común, a diferencia de la especie anterior, presenta una marcada ubicuidad y dominancia en la Bahía de Cádiz (Fig. 7.37) ya que aparece en todas las zonas comparadas (Fig. 7.38A), y normalmente con índices de dominancia superiores al 60% (Fig. 7.38B).

A pesar de que no hemos encontrado variaciones significativas ($r_s=0.43$; $p>0.05$) en cuanto a su distribución general (Fig. 7.39), es interesante señalar (Fig. 7.37) que en el invierno de 1985/86, esta especie utilizaba ampliamente las zonas situadas en el saco interno de la bahía y que cinco años después se observa una sorprendente variación en cuanto a la distribución y número de sus efectivos. Cabe señalar, asimismo, la importante reducción observada en las zonas del saco interno 5 (93.3%), 6 (62.7%), 10 (78%) y 11 (95.5%) (Tabla 7.1). Las zonas 5 y 11, que presentan los porcentajes de reducción más elevados, son precisamente las dos zonas del saco interno en las que se han transformado los fangos intermareales en parques de cultivo de Bivalvos.

El incremento del 50% que se observa en las salinas de San Félix (Zona 12), (Fig. 7.37) quizás sea debido a un desplazamiento de individuos de esta especie desde el saco interno, así como a la influencia del río Arillo, que dependiendo de las "tomas de agua" que se realicen en las salinas cercanas, puede dejar al descubierto importantes planicies fangosas, que son utilizadas como comederos por esta especie. Incrementos próximos al 40%, se observan también en la zona 18. Ni esta zona ni la anterior han sufrido grandes alteraciones en los últimos años; ambas han permanecido dedicadas al cultivo tradicional de peces. (Fig. 7.2).

Por último cabe destacar el incremento del 65% que hemos observado en las zonas 14 y 16. Este incremento no deja de ser sorprendente ya que estas zonas habían sido transformadas en cultivos semiintensivos. Más adelante discutiremos las posibles causas de todos estos cambios.

Limosa limosa

Un importante enclave de esta especie está localizado en la zona 4 (Fig. 7.40). Como puede apreciarse en la figura 7.41A, ha habido un aumento de los efectivos tanto en esta zona (71 %) como en la 5 (37 %). Este incremento se debe posiblemente a las pocas alteraciones que han sufrido las salinas del interior y a que junto a estas zonas existen marismas naturales encharcadas por las mareas, donde esta especie puede obtener fácilmente sus recursos.

En otras zonas del saco interno no observamos cambios importantes. Esta invariabilidad en el número y distribución de los efectivos se observa también en otras zonas, como la 12. Sin embargo, al igual que sucede con otras especies de la bahía, se aprecia una importante disminución en la parte media del Estuario de Sancti-Petri, concretamente en la zona 14 (99%). En la actualidad esta zona está dedicada a cultivos semiintensivos (Fig. 7.2). También se observa en esta zona una clara disminución de la dominancia (Fig. 7.41B).

Dado que esta especie sólo puede obtener sus recursos en aguas poco profundas y teniendo en cuenta que la profundidad del

agua en las zonas de cultivos semiintensivos es siempre superior a un metro, cabe pensar que la Aguja Colinegra, al igual que otras limícolas especializadas en alimentarse en el agua, haya sido afectada por este tipo de cambios del hábitat, y es probable que estas alteraciones sean también la causa de la redistribución de la especie en grupos menos numerosos, aproximadamente 50 individuos, en 6 zonas del estuario (Fig. 7.40; 7.42).

Limosa lapponica

Esta especie depreda principalmente en la zona intermareal de la bahía, y durante la pleamar usa como dormideros los hábitats de cultivos marinos y salinas (PEREZ-HURTADO y HORTAS, 1992a). Se distribuye por las zonas fangosas del Estuario Sancti-Petri, Río San Pedro, Río Guadalete y saco interno, pero es más abundante en las planicies arenoso limosas del saco interno de la bahía (Fig. 7.44A). Asimismo, se observa un aumento general de los efectivos de esta especie en las zonas asociadas a los fangos del saco interno (Fig. 7.44). En cambio, ha habido una reducción del 76% en la zona número 5, zona intermareal que ha sido alterada para instalar parques de cultivo de bivalvos. Como ya hemos señalado, en esta misma zona ha habido un aumento de los efectivos de otra especie del mismo género, la Aguja Colinegra. Este aumento no es fácil de interpretar con los datos de que disponemos. Quizás se trate de una mera coincidencia, o bien que esté ocasionado por la interferencia entre dos especies de adaptaciones morfológicas similares (PEREZ-HURTADO *et al*, 1992a).

Numenius arquata

Como se representa en la figura 7.45, en 1985 había en la Bahía de Cádiz tres focos importantes del Zarapito Real, dos de ellos (zonas 20 y 13) situados en ambos márgenes de la desembocadura del estuario de Sancti-Petri, y el tercero, en la zona 5. En este último foco, al igual que en otras zonas del saco interno, no ha habido alteraciones humanas considerables (Fig. 7.46A). En las otras dos zonas, en cambio, se aprecia una disminución, tanto en los efectivos como en la

dominancia (Fig.7.46). Esta reducción es más importante en la zona 20, en la que se ha producido una importante transformación, consistente en la instalación de cultivos semiintensivos en una marisma natural. También en la zona 13, donde la reducción de los efectivos del Zarapito Real es del 96%, se han instalado parques de cultivos de bivalvos en los fangos de la zona intermareal.

Asimismo ha habido una disminución de los efectivos de esta especie en la zona 11 (71%), donde, como ya hemos dicho anteriormente, ha sido más extenso el acondicionamiento del área intermareal para el cultivo de bivalvos.

Numenius phaeopus

En la figura 7.47, puede apreciarse que los efectivos del Zarapito Trinador, localizados principalmente en la zona 21, de sustrato rocoso, han experimentado una ligera disminución entre 1985/86 y 1990/91 (Fig. 7.48A), si bien ha habido un pequeño aumento de la dominancia de la especie (Fig. 7.48B).

Tringa totanus

Como ya hemos señalado en otros apartados de esta memoria, el Archibebe Común se caracteriza por su gran versatilidad en cuanto al uso de hábitats y al espectro de presas. Es muy probable, pues, que el hecho de que esta especie pueda depredar indistintamente en salinas, cultivos marinos, caños o zonas intermareales, le confiera una mayor independencia de las alteraciones que puedan producirse en una zona determinada.

Esta ductibilidad, se refleja claramente en su amplia distribución en la Bahía de Cádiz (Fig. 7.49), ya que está presente en todas las zonas estudiadas salvo la 21 (Fig.7.50A), y en la escasa repercusión que sobre esta especie han tenido las transformaciones efectuadas en los últimos cinco años. No obstante, en las zonas 4 y 5 se aprecia una importante disminución, tanto en efectivos como en dominancia (Fig. 7.50).

Actitis hypoleucos

También el Andarríos Chico está ámpliamente distribuido en la Bahía de Cádiz, donde pueden utilizar hábitats muy diversos, como caños y zonas intermareales (Fig. 7.51).

Normalmente esta especie se encuentra formando pequeños grupos que presentan gran fidelidad por la zona de campeo (observación personal). Estas dos características, versatilidad y fidelidad, quedan reflejadas en los mapas de distribución (Fig. 7.51), donde el Andarríos Chico aparece en pequeñas concentraciones repartidas en diversos hábitats de la Bahía de Cádiz.

Como puede apreciarse en la figura 7.52, han habido variaciones numéricas sólo en algunas zonas (13 y 18), mientras que en las demás zonas sus poblaciones se mantienen prácticamente constantes, incluso en aquéllas que han sufrido alteraciones. Quizás esta aparente independencia de las alteraciones sea debida al hábito poco gregario de esta especie que, además, es más "confiada e indiferente" ante la presencia humana que las demás limícolas estudiadas.

Arenaria interpres

La presencia de Vuelvepiedras es poco importante (Fig. 7.53) en las zonas del saco interno, y los efectivos de esta especie han experimentado cambios numéricos apreciables en las diversas zonas utilizadas ($r_s=0.65$, $p<0.005$).

Dado que en la Bahía de Cádiz hay muy pocos efectivos de *Calidris minuta*, *C. ferruginea*, *C. canutus* y *Tringa nebularia*, y teniendo en cuenta que algunas de estas especies presentan un marcado componente migratorio que pudiera enmascarar los resultados obtenidos, no comentaremos su distribución en la bahía, aunque sí presentamos sus correspondientes mapas de distribución (Figs. 7.54 a 7.57).

7.3.3. VARIACIONES DE LAS AVES LIMICOLAS EN LAS DOCE UNIDADES ESTABLECIDAS

Antes de exponer los cambios que se han producido en los efectivos de cada familia, referidos a cada una de las unidades, creemos conveniente señalar que el cambio más importante observado en la Bahía de Cádiz, ha sido la disminución de la dominancia de Carádridos, que han pasado de un 27.5 % al 21.2 %. Esta disminución se corresponde con un aumento de los Escolopácidos, que del 65.04% que presentaban en 1985, han pasado al 70.43%, en 1990/91. En cambio, en los Recurvirostridos la variación de la dominancia entre ambos inviernos es insignificante (6.98% y 7.08%, respectivamente), y en la de los Hematópidos se aprecia un ligero incremento (pasa del 0.51% al 1.23%) (Anexo 13).

En la figura 7.58A se aprecia que en los últimos cinco años han disminuido los efectivos totales de limícolas en las unidades 4, 5, 6, 8, 9 y 11 (Anexos 15 y 16), que corresponden precisamente a las zonas donde se han realizado las transformaciones más importantes de las salinas y de los fangos intermareales (Fig. 7.2). No es razonable atribuir estos cambios a sucesos casuales de las poblaciones, sobre todo si se tiene en cuenta que los efectivos de limícolas han aumentado significativamente en las unidades 7 y 10 ($r_s=0.66$, $p<0.01$ y $r_s=0.70$, $p<0.001$), las cuales han estado siempre dedicadas al cultivo tradicional y no han sufrido alteraciones importantes en los últimos años (Fig. 7.58B).

La dominancia sigue el mismo patrón que acabamos de comentar, aunque cabe señalar un incremento en la unidad 9, debido quizás al ligero aumento de la población de Correlimos Común que se ha producido en esta unidad y que será discutido más adelante.

Unidad primera.- (Figs. 7.59; 7.60)

Como puede apreciarse en la Figura 7.2, esta unidad no ha sufrido alteraciones importantes desde 1985. Está dedicada a la producción industrial de sal, mientras que los esteros se utilizan de

forma tradicional para cultivar peces. En ella predominan los Escolopácidos, con más del 60% de dominancia, seguidos por Carádridos y Recurvirostridos.

En las figuras de 7.59 y 7.60 puede observarse un incremento significativo de los Carádridos, y una disminución en una concomitante de los Escolopácidos ($r_s=0.75$ $p<0.001$).

Al analizar estas variaciones dentro de cada familia, hemos observado que son debidas principalmente a cambios en los efectivos de Correlimos Común y Chorlitejos.

Unidad segunda.- (Figs. 7.61; 7.62)

Esta unidad corresponde a una zona en la que los antiguos cultivos tradicionales han sido transformados en cultivos semiintensivos.

En 1985/86, había un predominio de los Carádridos (69.72%). Pero posteriormente se produce un descenso en la dominancia, que en 1990/91 queda reducida a un 2.88%, pasando los Escolopácidos a ocupar el primer lugar (Fig. 7.61). Sin embargo, dado que en esta zona existen muy pocos efectivos, estas disminuciones ($r_s=0.75$ $p>0.05$) deben de ser interpretadas con cautela. Cabe destacar también la aparición de Recurvirostridos en 1990/91.

Unidad tercera.- (Figs. 7.63; 7.64)

Esta unidad comprende hábitats de planicies arenosas intermareales y orillas fangosas localizadas en el río San Pedro, principalmente en su desembocadura. Esta unidad se caracteriza por la presencia notable de los Hematópidos y ausencia de Recurvirostridos. En la Figura 7.63 se puede apreciar que los Carádridos y Escolopácidos presentan porcentajes más equilibrados que en la unidad anterior, aunque sigue habiendo un predominio de los segundos, debido principalmente al Correlimos Común. En los censos de 1991 se observa un aumento de la dominancia del Ostrero (que pasa del 37.59% al 39.18%) y de los Escolopácidos, cuya dominancia pasa del 38.35% al 45.88% ($r_s=0.85$ $p<0.0002$) (Fig. 7.64).

Estos cambios, especialmente el relacionado con el Ostrero, pueden estar relacionados con el aumento progresivo de depósitos de arena en la desembocadura de este río, con la consiguiente ampliación de los comederos intermareales utilizados por esta especie. Sin embargo, en la actualidad se está construyendo un paseo marítimo en una de las riberas de esta desembocadura, y no sabemos en qué medida estas obras pueden afectar al depósito de sedimentos arenosos y, por ende, a las poblaciones de aves que los utilizan como comederos.

Unidad cuarta.- (Fig. 7.65; 7.66)

Esta unidad ha sufrido pocas transformaciones en sus salinas y marismas asociadas, aunque en parte de sus zonas intermareales se han instalado parques de cultivo de Bivalvos y se ha construido un paseo marítimo y playas artificiales (Fig.7.2).

En la Figura 7.65 se puede observar que en esta unidad predominan los Escolopácidos sobre los Carádridos, cuya representatividad había disminuido ostensiblemente ($rs=0.61$ $p<0.01$), en enero de 1991.

Cabe destacar que la gran importancia de los Escolopácidos no se debe en este caso a pequeños Correlimos sino a importantes concentraciones de la Aguja Colinegra, como queda señalado en los mapas de distribución (fig. 7.40).

Unidad quinta.-

Aunque esta unidad, cercana a Puerto Real, ha sufrido transformaciones menores en comparación con otras unidades localizadas en el Estuario de Sancti-Petri, cabe señalar que en las zonas 6, 7 y 8 (Fig. 7.2) se han transformado parte de salinas y cultivos tradicionales en cultivos extensivos.

En la figura 7.67A se puede observar que en el invierno de 1985/86, el mayor porcentaje de dominancia corresponde a los Escolopácidos (50.82%); el resto se reparte entre Carádridos y Recurvirostridos.

En cambio, en la figura 7.67B se aprecia un aumento en la presencia relativa de los Escolopácidos, principalmente Archibebes, un aumento de la dominancia de las Avocetas y una importante disminución en la dominancia de los Carádridos ($r_s=0.61$ $p<0.001$) (Fig. 7.68).

Unidad sexta.-

Esta unidad comprende gran parte de los hábitats intermareales del saco interno de la bahía (Fig. 7.1).

Con respecto a esta unidad, creemos interesante señalar que los cambios en el porcentaje de las distintas especies es diferente al que se observa en la mayoría de las demás unidades estudiadas. En efecto, en la figura 7.69 puede apreciarse un marcado descenso en la importancia relativa de Escolopácidos (de un 80% en 1986 pasa a un 66% en 1991) y un aumento concomitante de los Carádridos. Estas variaciones son significativas en las tres zonas que integran la unidad: zona 9 ($r_s=0.75$ $p<0.01$), zona 10 ($r_s=0.70$ $p<0.01$) y zona 11 ($r_s=0.79$ $p<0.002$) (Figs. 7.70; 7.71). Debemos señalar que en esta última zona se han instalado parques de cultivo de Bivalvos.

Unidad séptima.-

Esta unidad, dedicada a la extracción de sal y cultivos tradicionales de peces, no ha sufrido, en los últimos cinco años cambios importantes, en relación con el nivel de explotación, si bien cabe señalar que parte de esta unidad, concretamente la correspondiente a las salinas "los tres amigos" ha quedado abandonada (Fig. 7.2).

Como se representa en las figuras (Fig. 7.72), desde el invierno 1985/86 no ha habido cambios apreciables de dominancia en las familias de limícolas. ($r_s=0.66$ $p<0.01$) (Fig. 7.72). Cabe destacar que tanto en 1986 como en 1991 dominan notablemente los Escolopácidos, con 78.7% y 86.26% respectivamente.

Se debe señalar, asimismo, la presencia de Recurvirostridos, lo que corrobora nuestras observaciones en otras zonas poco alteradas

de cultivos o salinas.

Unidad octava.-

Esta unidad, dedicada a cultivos tradicionales, no ha sufrido transformaciones importantes en sus salinas en cuanto a explotación, aunque parte de ellas se encuentran abandonadas en la actualidad. En cambio, en su zona intermareal se han instalado parques de cultivo de bivalvos (Fig. 7.2).

En esta unidad, al igual que en la mayoría de las anteriores, hay una dominancia de Escolopácidos (61.31%) frente a los Carádridos (28.24%) (Fig. 7.74). También hay Recurvirostridos, como suele ocurrir en las salinas y cultivos tradicionales de la Bahía de Cádiz.

Después de las alteraciones ha habido una significativa reducción de la presencia relativa de Recurvirostridos y Carádridos. ($r_s=0.57$ $p<0.01$) (Fig. 7.75).

Unidad novena.-

Esta unidad (que abarca a las zonas 14, 15, 16, y 17) es de gran interés, porque en ellas se han transformado áreas de cultivo tradicional en cultivos semiintensivo.

En la figura 7.76 se puede apreciar la importante disminución, en cuanto a la importancia relativa de los Carádridos, que del 47.04% que alcanzaba en el invierno 1985/86 ha quedado reducido a un 5.2% en el invierno 1990/91. Al mismo tiempo, adquieren una mayor importancia los Escolopácidos (94%).

Unidad décima.-

Esta unidad no había sido alterada apenas hasta el momento de realizar el censo de invernantes de 1990/91; y, en la actualidad, sigue dedicada al cultivo tradicional de peces.

En esta unidad, a diferencia de las restantes, se observa que los Carádridos mantienen su dominancia desde el

invierno de 1985/86. (Fig. 7.79). En estas figuras también puede apreciarse una disminución de los Recurvirostridos (Fig. 7.80) y un aumento en la importancia relativa de los Escolopácidos, que en Enero de 1991 llegan a alcanzar el 66% ($r_s=0.70$ $p<0.001$) de dominancia.

Unidad undécima-

Esta unidad, que comprende las zonas 19 y 20, estaba constituida por marismas naturales en el invierno de 1985/86. No obstante, posteriormente parte de la zona 20 ha sido transformada directamente en cultivos semiintensivos.

En la Figura 7.81 se observa la predominancia de los Escolopácidos; en el invierno de 1990/91 aumenta la importancia relativa de esta familia, a la vez que disminuye la dominancia de Carádridos y Recurvirostridos. Estas diferencias no son significativas en la zona 19 ($r_s=0.53$ $p>0.05$) (Fig. 7.82), que no ha sufrido alteraciones, mientras que las diferencias observadas en la parte alterada sí lo son ($r_s=0.57$ $p<0.03$) (Tabla 7.2).

Unidad duodécima.-

Esta unidad, de sustrato rocoso, coincide con la zona 21 y en ella no se han producido alteraciones de importancia.

Como puede apreciarse en la Figura 7.83, también en esta zona se observa que los Escolopácidos son más dominantes que los Carádridos y que los efectivos de estos últimos han disminuido en relación a los censos de invernantes de 1985/86 ($r_s=0.96$ $p<0.0001$) (Figura 7.84).

Sin embargo, es interesante señalar que, así como en la mayoría de las demás unidades las variaciones de Carádridos y Escolopácidos se debían principalmente a diferencias en el Correlimos Común y Chorlitejo Patinegro, en el caso de esta unidad los Escolopácidos deben sus variaciones a los Zarapitos y al Correlimos Oscuro, y los Carádridos, al Chorlitejo Grande.

Como complemento del estudio por familias que acabamos de

exponer creemos conveniente presentar de forma esquemática las variaciones de dominancia de cada especie en las doce unidades (Anexos 19,20,21 y 22).

Para ello hemos elaborado las Figuras 7.85 a 7.94. En la primera de estas figuras se puede apreciar la disminución general de la dominancia del Chorlitejo Patinegro en todas las unidades, salvo en la 6, que corresponde a fangos intermareales del saco interno de la bahía y en la que ha habido un incremento. En el caso del Correlimos Común (Fig. 7.90), cabe señalar que esta especie se comporta de forma antagónica al Chorlitejo, presentando sus incrementos en zonas del estuario de Sancti-Petri más que en los fangos intermareales de la bahía.

7.4. DISCUSION

Para poder evaluar las tendencias y cambios de distribución de las poblaciones de aves limícolas que invernan en la Bahía de Cádiz es necesario disponer de censos fidedignos, de aceptable cobertura y convenientemente espaciados, que permitan conocer con la mayor exactitud posible las variaciones en el número y localización de los efectivos de cada una de las especies en los distintos hábitats del área estudiada.

Como ya hemos mostrado al comentar las figuras 4.1, 4.3 y 4.4, los censos de aves limícolas de la Bahía de Cádiz corresponden principalmente a tres periodos: 1982-1985, invierno 1985/86 e invierno 1990/91; los realizados en el primer periodo son de escasa cobertura y, por tanto, dan una información fragmentaria y de poca utilidad para nuestro propósito. Además, la alta variabilidad observada en las tendencias de las poblaciones de la bahía, al introducir datos fragmentarios pertenecientes al periodo 1982-85, ha hecho que centremos nuestro estudio en los dos últimos censos (invierno 1985/86 e invierno 1990/91), los cuales reúnen los tres requisitos anteriormente mencionados, pues ambos son representativos no sólo

porque su realización ha sido metodológicamente correcta sino también porque corresponden a inviernos normales en el sentido de que no existió una climatología excesivamente atípica que pudiera influir en el número de efectivos de las distintas especies; asimismo cubren bien la totalidad de la bahía y, por tanto, son perfectamente comparables entre sí; además, es de destacar que entre 1985 y 1991 ha habido importantes transformaciones provocadas por la actividad humana en distintas zonas de la bahía. Por consiguiente, consideramos ambos censos como testigos válidos de dichas alteraciones. Mediante la comparación de ambos censos hemos encontrado diferencias significativas en la tendencia y distribución de las especies tras las principales alteraciones provocadas en la bahía. Además, como hemos dicho, no consideramos que ninguno de los dos inviernos citados presentara importantes variaciones climatológicas que influyeran en la presencia o ausencia de las especies, pues las principales olas de frío ocurrieron en años distintos a los mencionados (DOMINGUEZ, 1988).

Según nuestras observaciones, en el invierno de 1990/91 la población global de limícolas ha disminuido en un 12.5% ($r_s=0.92$, $p=0.001$) respecto al invierno de 1985/86 (Fig. 7.16). Esta disminución no afecta por igual a todas las especies, pues hay once en las que disminuyen sus contingentes y cuatro en las que aumentan, (Tabla 7.1). De todas estas especies, se han encontrado tendencias estadísticamente significativas sólo para el aumento del Ostrero y para la disminución de las tres especies de Carádridos presentes en la bahía (Chorlitejo Grande, Chorlitejo Patinegro y Chorlito Gris).

¿Son debidas estas tendencias a variaciones poblacionales de más alto nivel (Vía de Vuelo del Atlántico Oriental) o son más bien un efecto directo de las transformaciones humanas realizadas en la Bahía de Cádiz en los últimos cinco años?.

Para contestar a la primera parte de esta pregunta hemos de ampliar nuestro marco de referencia y considerar el comportamiento de las poblaciones de limícolas en otras zonas cercanas, así como el de la población que utiliza la vía de vuelo del Atlántico Oriental. Para esta población, SMIT y PIERSMA (1989) muestran un aumento de 370.000

aves en relación a la estimación efectuada por PRATER (1976), lo que significa un aumento del 13%. Sin embargo, dichos autores atribuyen la mayor parte de estos aumentos a una mejor cobertura o a la inclusión en los censos de nuevas zonas húmedas. Además, para algunas especies señalan aumentos o disminuciones reales (Tabla 7.4).

En esta tabla, que compara la tendencia de las especies de la mencionada vía de vuelo, utilizando las dos revisiones mencionadas (PRATER, 1976; SMIT y PIERSMA, 1989), se puede apreciar que el Ostrero está aumentando desde 1976, y este aumento no es atribuible a una mejor cobertura, sino que se trata de un aumento real de sus poblaciones (SMIT y PIERSMA 1989). En efecto, en Holanda se han observado incrementos en las poblaciones de reproductores, que pasan de 43.000 parejas a 50.000 en el periodo de 1972-77 (TEIXEIRA, 1977), en 1982 alcanzaron los 70.000 (VAN DIJK, 1982), y 90.000 en 1985 (PIERSMA, 1986b). Asimismo, RUFINO (1990) encuentra que en Portugal casi se han quintuplicado los efectivos del Ostrero en el periodo 1976-1989. Es razonable concluir, pues, que el incremento ($r_s=0.80$ $p<0.001$) que han experimentado las poblaciones de Ostrero de la Bahía de Cádiz son reflejo de una tendencia más general.

Sin embargo, hay que señalar que en estos últimos años, con el progresivo aumento de los depósitos arenosos de la desembocadura del río San Pedro (Unidad tercera), han mejorado las condiciones para que el Ostrero aumente sus efectivos en la Bahía de Cádiz. Pero, tal vez, pronto cambie esta situación, pues actualmente se realizan obras para la construcción de un paseo marítimo, y ello podría alterar el proceso de sedimentación de las arenas, que permite la existencia de *Cerastoderma edule*, presa importante para esta especie (HEPLESTON, 1971; GOSS-CUSTARD *et al.*, 1980; SHERMAN y GOSS-CUSTARD, 1989). Esta alteración, junto a la perturbación humana que supone un paseo marítimo, hace sospechar que la población de Ostreros, que hasta ahora se encontraba en franco aumento, se vea afectada negativamente en un futuro próximo.

En el caso del Chorlito Gris, no es tan evidente la relación entre transformaciones humanas y cambios en sus efectivos. Por un lado,

esta especie es la que presenta el porcentaje de reducción significativa ($r_s=0.61$ $p<0.0082$) más elevado de la bahía, casi un 50%, lo que no concuerda con la tendencia de aumento real que presenta para esta especie en el contexto global de la vía de vuelo del Atlántico oriental (SMIT y PIERSMA, 1989). Por otro lado, hay que señalar que este aumento ocurre sólo en algunos estuarios, mientras que en otros, las poblaciones permanecen constantes (MOSSER, 1988); tampoco RUFINO (1988) encuentra un patrón claro que defina las tendencias del Chorlito Gris en Portugal.

A la vista de estos hechos no es fácil encontrar las causas de esta importante disminución de efectivos, aunque no descartamos la posible influencia de las alteraciones humanas en las tendencias poblacionales de la especie.

Por último, en los casos del Chorlito Grande y del Chorlito Patinegro debemos señalar que los incrementos observados en las poblaciones que utilizan la vía de vuelo del Atlántico oriental, posiblemente no son reales sino que seían debidos a:

- Una mayor cobertura en relación con las estimas realizadas por PRATER (1976) y SMIT y PIERSMA (1989) (Tabla 7.3).

- El descubrimiento de enclaves importantes (ZWARTS, 1988).

Sin embargo, RUFINO (1990) encuentra que estas dos especies presentan incrementos reales en Portugal, en el periodo 1975-1989. Ello nos hace pensar que, aunque parte del incremento observado a nivel global se debe a una mejor cobertura (SMIT y PIERSMA, 1989), es muy posible que las poblaciones de ambas especies hayan tenido un incremento real en los últimos 10 años.

Por consiguiente, creemos que la disminución significativa observada en los efectivos del Chorlito Grande ($r_s=0.46$ $p<0.05$) y Chorlito Patinegro ($r_s=0.62$ $p<0.0007$) en la Bahía de Cádiz, es atribuible a las alteraciones que ha habido en esta zona en los últimos años.

Otro aspecto que deseamos señalar es que estas alteraciones no sólo han provocado la reducción significativa de los efectivos de algunas especies de la familia *Charadriidae*, sino que además han

influido en la redistribución de las limícolas invernantes en la Bahía de Cádiz. En efecto, en quince zonas de nuestra área de estudio, han habido cambios significativos en los efectivos de las distintas especies de limícolas. A partir de los resultados obtenidos sobre las variaciones en la distribución en número de efectivos y en la dominancia de cada especie, hemos elaborado unos modelos gráficos de redistribución de las aves en la bahía, después de las principales alteraciones humanas.

A modo de ejemplo presentamos tres de estos modelos gráficos que corresponden al Chorlitejo Patinegro, Chorlitejo Grande y Correlimos Común. En la Figura 7.95 y 7.96 puede apreciarse que los dos Chorlitejos tienden a abandonar el estuario de Sancti-Petri y a utilizar comederos intermareales del saco interno, principalmente las zonas centrales (Fig. 7.95). El desplazamiento de ambas especies de Chorlitejos, se dirige hacia zonas que no han sido transformadas, sino que continúan dedicadas a salinas o a cultivo tradicional de peces. El principal desplazamiento de estas aves se observa en zonas que han sido transformadas en parques de cultivos de bivalvos; también se aprecia este fenómeno en zonas que han sido transformadas en cultivos semiintensivos (Fig. 7.2).

En el caso de la redistribución del Correlimos Común se aprecian algunos hechos similares a los mencionados anteriormente, como es el abandono de las zonas dedicadas a parques de cultivos de bivalvos. Pero, esta especie, representativa de los Escolopácidos, no se desplaza hacia la zona del saco interno, sino que pasa a ocupar zonas dedicadas a cultivos tradicionales de peces cercanas al estuario de Sancti-Petri, aunque también pueden utilizar zonas intermareales próximas a algunas áreas transformadas en cultivo semiintensivo.

Teniendo en cuenta los datos que se recogen en estos modelos, creemos que las alteraciones que mayores efectos negativos han provocado han sido la instalación de parques de cultivos de bivalvos y la transformación de cultivos tradicionales en cultivos semiintensivos. La primera de estas alteraciones ha significado la pérdida de comederos intermareales; la segunda implica la pérdida no sólo de comederos alternativos a los fangos intermareales (cuya

importancia quedó reflejada en el capítulo sexto), sino también la pérdida de tranquilidad en las zonas utilizadas en pleamar como reposaderos, cuya proximidad a los comederos es un factor de suma importancia para el establecimiento de las poblaciones de limícolas en una zona determinada.

Con respecto a la instalación de parques de cultivos en comederos intermareales, GOSS-CUSTARD (1977a) muestra que el efecto inmediato de la reducción de comederos suele ser un aumento de la densidad de aves en otros comederos no alterados. Ello implica un incremento de la interferencia, así como desplazamientos secundarios de aves a comederos menos adecuados (GOSS-CUSTARD, 1970; 1977a, 1977b). A ello hay que añadir que con el aumento de la densidad de aves en un comedero disminuye la tasa de ingestión (GOSS-CUSTARD, 1977c), lo que incide negativamente en la supervivencia y, por tanto, en el tamaño de las poblaciones (GOSS-CUSTARD y MOSER, 1988; MOSER, 1988).

Otra cuestión que sería interesante elucidar en esta discusión es ¿Por qué son los Carádridos las limícolas invernantes que más acusan los efectos de las alteraciones humanas de la bahía?.

La respuesta a esta cuestión se puede entresacar de los resultados ya expuestos en los diferentes capítulos de esta memoria. Por un lado, las especies de esta familia, especialmente el Chorlítejo Patinegro, presentan mayor dependencia de las zonas húmedas periféricas de la Bahía de Cádiz, que los Escolopácidos, debido a su necesidad de continuar su actividad depredadora en pleamar (este aspecto fue tratado en el capítulo sexto). Además, es interesante señalar que esta dependencia se ve acentuada por el hecho de que, como hemos mostrado en el capítulo quinto, estas especies depredan principalmente sobre insectos, presa típica de las salinas y cultivos tradicionales, de alto contenido hídrico y proteico. (PURDUE y HAINES, 1977; HALE, 1980). Asimismo, el pequeño tamaño de estas aves influye no sólo en que presenten una actividad elevada en pleamar (SCHNEIDER, 1983), sino que condicionan aun más su dependencia por hábitats que han sufrido pocas transformaciones, pues, como vimos en

el capítulo sexto, estas aves, debido a sus adaptaciones morfológicas, sólo pueden depredar en estanques de poca profundidad, más propios de salinas y cultivos tradicionales que de hábitats de cultivos extensivos en explotación activa, en los que pueden obtener sus recursos sólo en los esteros recién despescados de forma oportunista y bajo condiciones de elevada densidad de aves (PEREZ-HURTADO y HORTAS, 1990; PEREZ-HURTADO y HORTAS, 1992a). Estos inconvenientes se acentúan en hábitats de cultivos semiintensivos, en los que no suele haber despiques y los estanques son de mayor profundidad. Todas estas circunstancias han ocasionado el desplazamiento de los Carádridos hacia áreas menos transformadas y con mayor extensión intermareal (saco interno de la bahía) (Anexos 17 y 18). Creemos que este desplazamiento se debe a que esta familia de limícolas debe de ser más sensible a los aumentos de densidad de aves en los comederos, que los Correlimos.

Esta hipótesis es congruente con el hecho de que a medida que aumenta la densidad de aves en un comedero disminuye la cantidad de alimento disponible (GOSS-CUSTARD, 1985), sobre todo en la capa superficial de sustrato, dado que las presas se desplazan hacia capas más profundas como respuesta a los depredadores (ESSELINK Y ZWARTS, 1989). De esta forma, especies como los Chorlitejos, que depredan solitariamente mediante el empleo de estrategias visuales y capturando sus presas en la superficie del sustrato (PIENKOWSKI, 1981, 1982; CRAMP y SIMMONS, 1983), serían las más afectadas por el aumento de densidad de aves en los comederos.

Es, pues, razonable pensar que las condiciones existentes en la estrecha franja intermareal del estuario de Sancti-Petri (tras la pérdida de zonas húmedas periféricas y comederos intermareales del estuario), no son favorables para los Chorlitejos, en comparación con otras especies, como los Correlimos, que se encuentran en importantes bandos en esta zona, y que, debido a la mayor longitud de su pico y a las estrategias alimentarias táctiles (CRAMP y SIMMONS, 1983), pueden soportar mejor las condiciones de elevada densidad de aves en los comederos.

Ante los resultados expuestos es lógico concluir que el estuario de Sancti-Petri y zonas húmedas periféricas ya no pueden acoger las mismas cantidades de aves, principalmente de la familia Charadriidae, que antes. En efecto, nuestros datos muestran que en la actualidad la Bahía de Cádiz sólo acoge el 58% de los Chorlitejos que existían hace cinco años.

En todo caso, creemos que son necesarios estudios más profundos y a más largo plazo para evaluar la capacidad de acogida de aves que presenta la Bahía de Cádiz. En los últimos quince años se han venido realizando estudios sobre este aspecto en los estuarios del Norte de Europa (EVANS, 1976; ZWARTS, 1977, 1984; GOSS-CUSTARD, 1977c, 1978, 1980, 1985; ZWARTS Y WANINK, 1984), y la mayoría de los autores coinciden en señalar que las alteraciones humanas realizadas en los últimos años están afectando ostensiblemente a las poblaciones de aves en particular y a los sistemas estuarinos de forma global (GOSS-CUSTARD, 1977c; SAEIJS y BAPTIST, 1980; GOSS-CUSTARD y MOSER, 1988; GOSS-CUSTARD y DURELL, 1990; GOSS-CUSTARD et al, 1991).

Teniendo en cuenta lo anteriormente señalado, y dadas las alteraciones que ha sufrido la bahía en los últimos años, consideramos que una serie de zonas tanto intermareales (zona 10), como periféricas, como son las salinas de la Tapa (zona 1), de San Félix (zona 12) y de San Alejandro (zona 18), juegan un papel primordial en el mantenimiento de las poblaciones de invernantes en la bahía. Transformaciones futuras en estas zonas significarían la pérdida de los últimos comederos y reposaderos poco transformados, que, dado el tipo de hábitat (salinas y cultivos tradicionales, fangos intermareales sin transformar) y su posición estratégica, consideramos vitales para el mantenimiento de las poblaciones actuales de la bahía. Creemos que las zonas dedicadas al cultivo semiintensivo y a parques de cultivo de bivalvos no deben proliferar de forma incontrolada y sin estudios previos. Además, es conveniente que en cada zona de cultivo semiintensivo o extensivo de explotación activa existan superficies de agua poco profunda, sujetas al régimen mareal y con condiciones de

tranquilidad aceptables.

No obstante, es necesario llegar a un compromiso entre los beneficios sociales y la conservación de la naturaleza, ya que para garantizar el mantenimiento estable de las poblaciones de aves es necesario regular las alteraciones humanas en la zona. El hecho de que la Bahía de Cádiz se conserve como una zona húmeda importante se debe en gran parte a la existencia de los cultivos marinos, los cuales han evitado que la bahía haya sufrido agresiones más duras (industrias, urbanización del territorio...).

Figura 7.1.-

Indicación de las doce unidades seleccionadas en la Bahía de Cádiz.



Figura 7.2.-

Señalización de las principales transformaciones realizadas en la Bahía de Cádiz desde 1985 (A) hasta 1992 (B). Descripción de las unidades en:

A, 1985.-

Unidad 1: salinas industriales y cultivos tradicionales; Unidad 2: salinas industriales y cultivos tradicionales; Unidad 3: zonas de arenas intermareales de la desembocadura del río San Pedro; Unidad 4: salinas industriales, cultivos tradicionales, marisma natural y fangos intermareales; Unidad 5: salinas industriales y cultivos tradicionales; Unidad 6: fangos intermareales; Unidad 7: salinas industriales y cultivos tradicionales; Unidad 8: salinas industriales, cultivos tradicionales y fangos intermareales del estuario de Sancti-Petri; Unidad 9: salinas industriales y cultivos tradicionales con fangos intermareales del estuario de Sancti-Petri; Unidad 10: salinas industriales y cultivos tradicionales; Unidad 11: marismas natural; Unidad 12: zona rocosa.

B, 1992.-

Unidad 1: salinas industriales y cultivos tradicionales; Unidad 2: cultivos semiintensivos; Unidad 3: zonas de arenas intermareales de la desembocadura del río San Pedro, construcción de Paseo Marítimo; Unidad 4: salinas industriales, cultivos tradicionales, marisma natural, fangos intermareales, paseo marítimo y parques de cultivo de bivalvos; Unidad 5: cultivos extensivos de explotación activa; Unidad 6: Fangos intermareales y parque de cultivo de bivalvos; Unidad 7: salinas y cultivos tradicionales con salinas abandonadas; Unidad 8: salinas industriales, cultivos tradicionales y fangos intermareales del estuario de Sancti-Petri con parque de cultivos de bivalvos; Unidad 9: cultivos semiintensivos con fangos intermareales del estuario de Sancti-Petri; Unidad 10: salinas industriales y cultivo tradicional; Unidad 11: marisma natural con cultivo semiintensivo; Unidad 12: zona rocosa.



Figura 7.3.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Himantopus himantopus* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

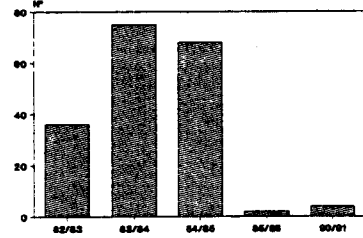
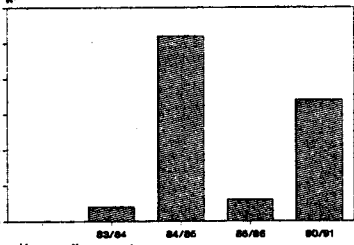
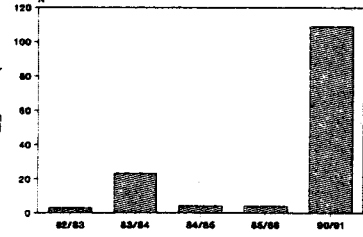
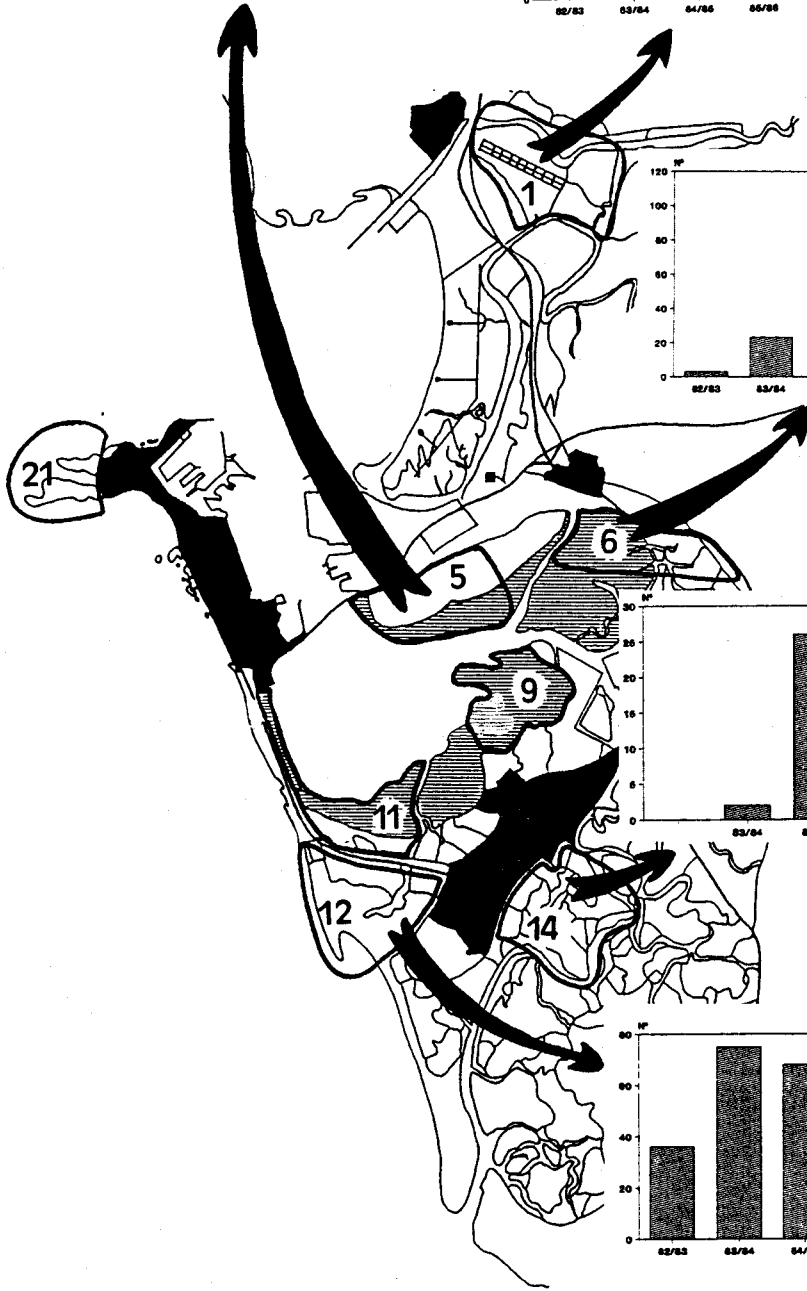
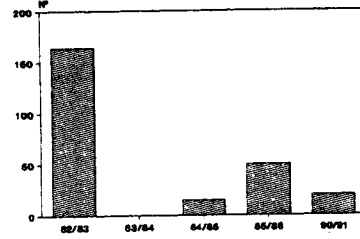
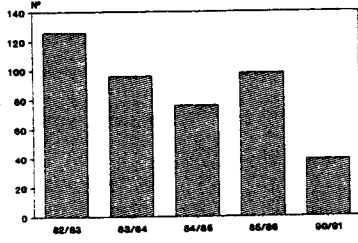


Figura 7.4.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Recurvirostra avosetta* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

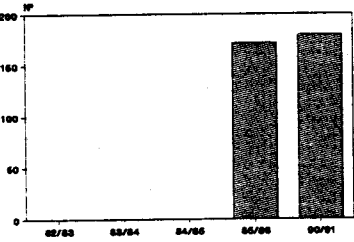
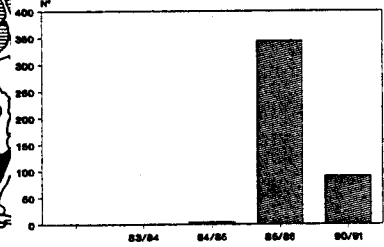
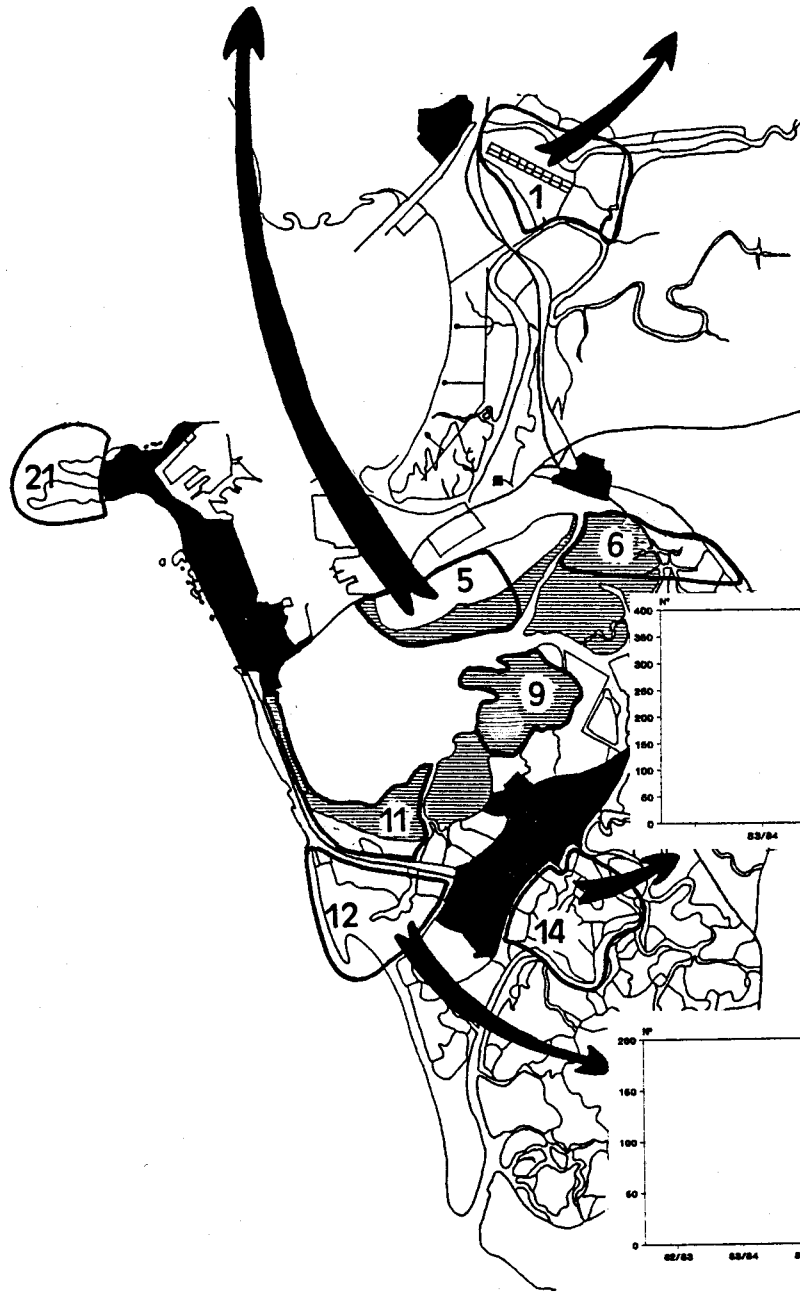
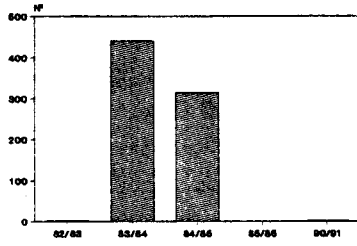


Figura 7.5.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Charadrius hiaticula* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

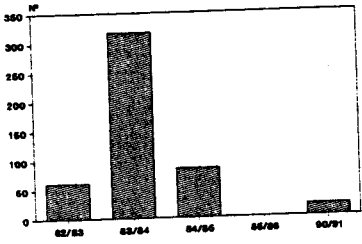
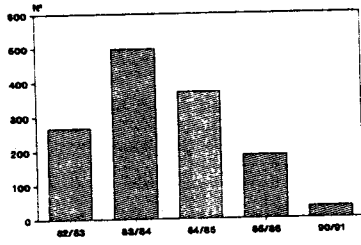
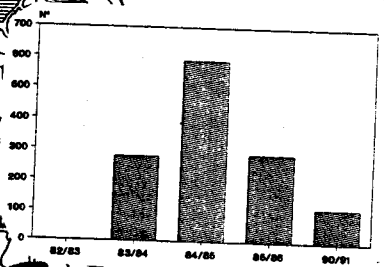
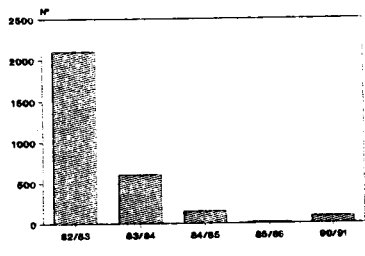
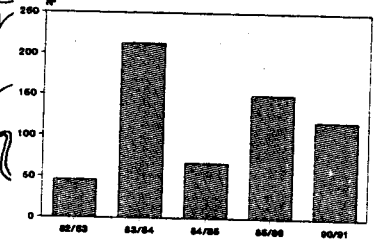
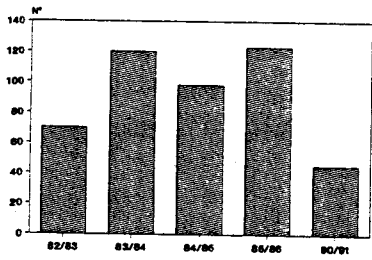
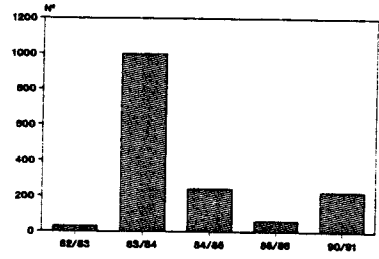
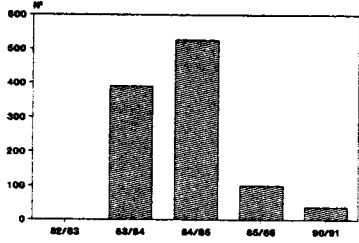


Figura 7.6.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Charadrius alexandrinus* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

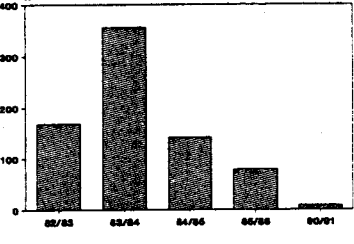
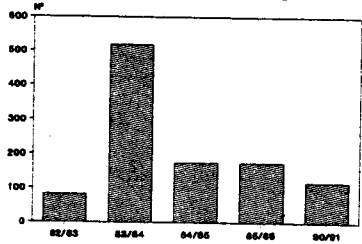
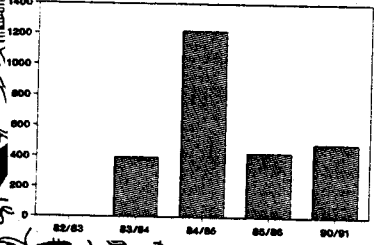
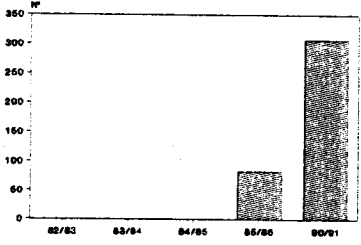
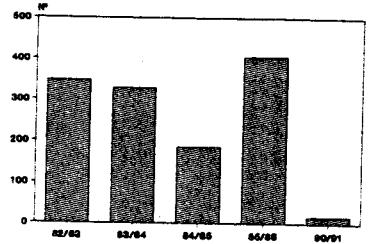
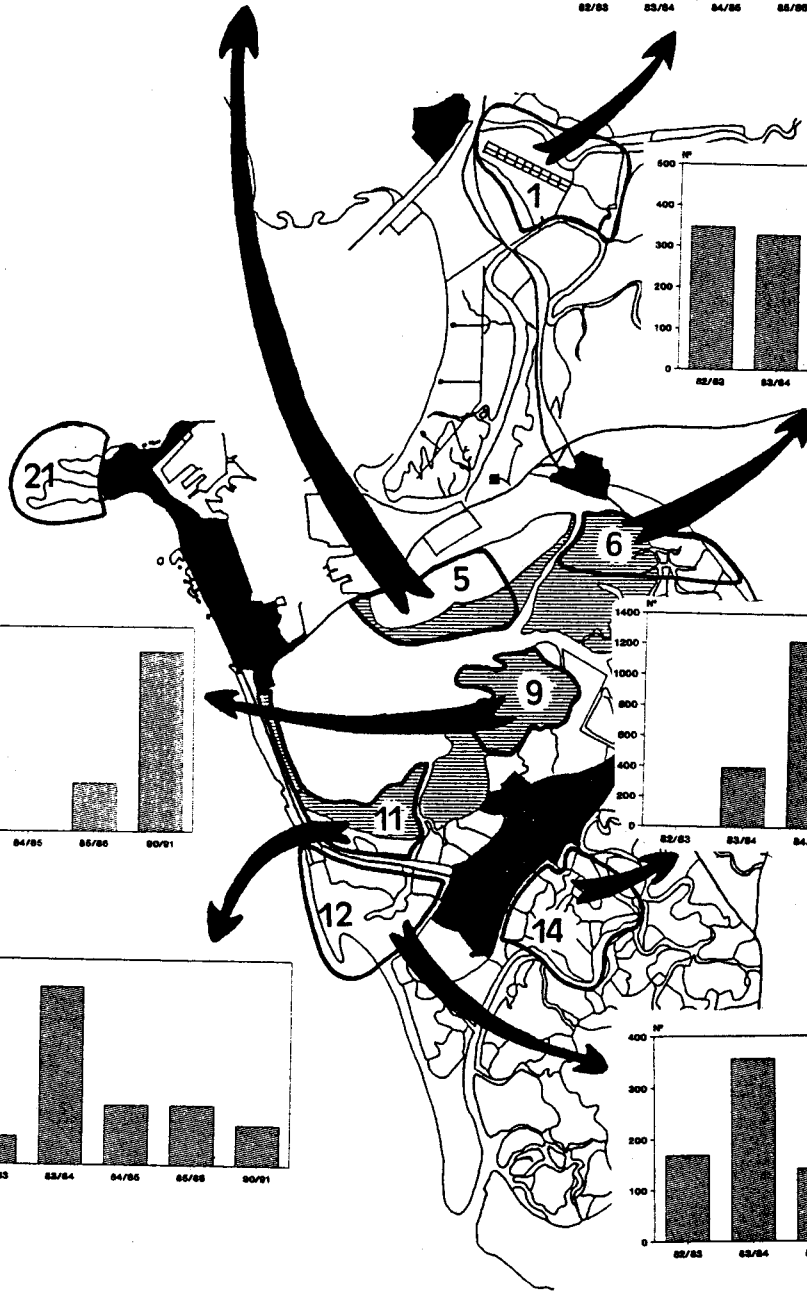
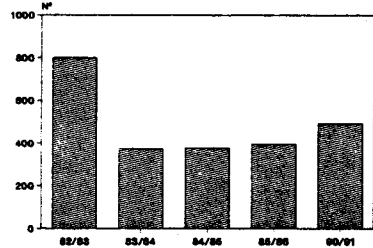
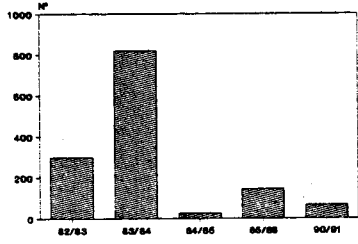


Figura 7.7.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Pluvialis squatarola* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

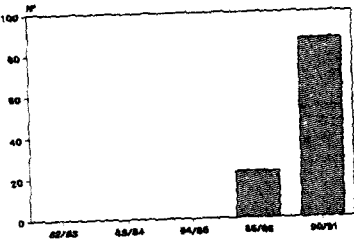
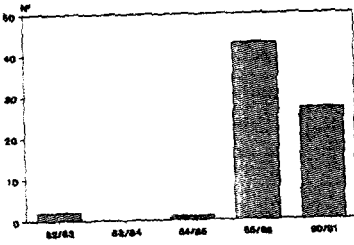
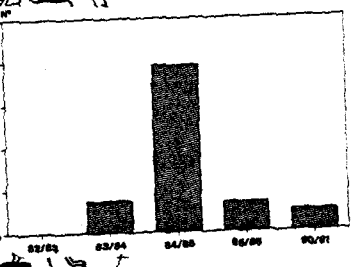
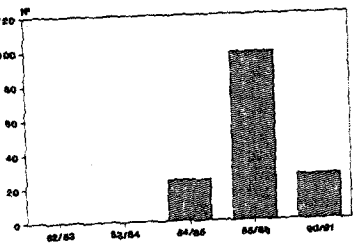
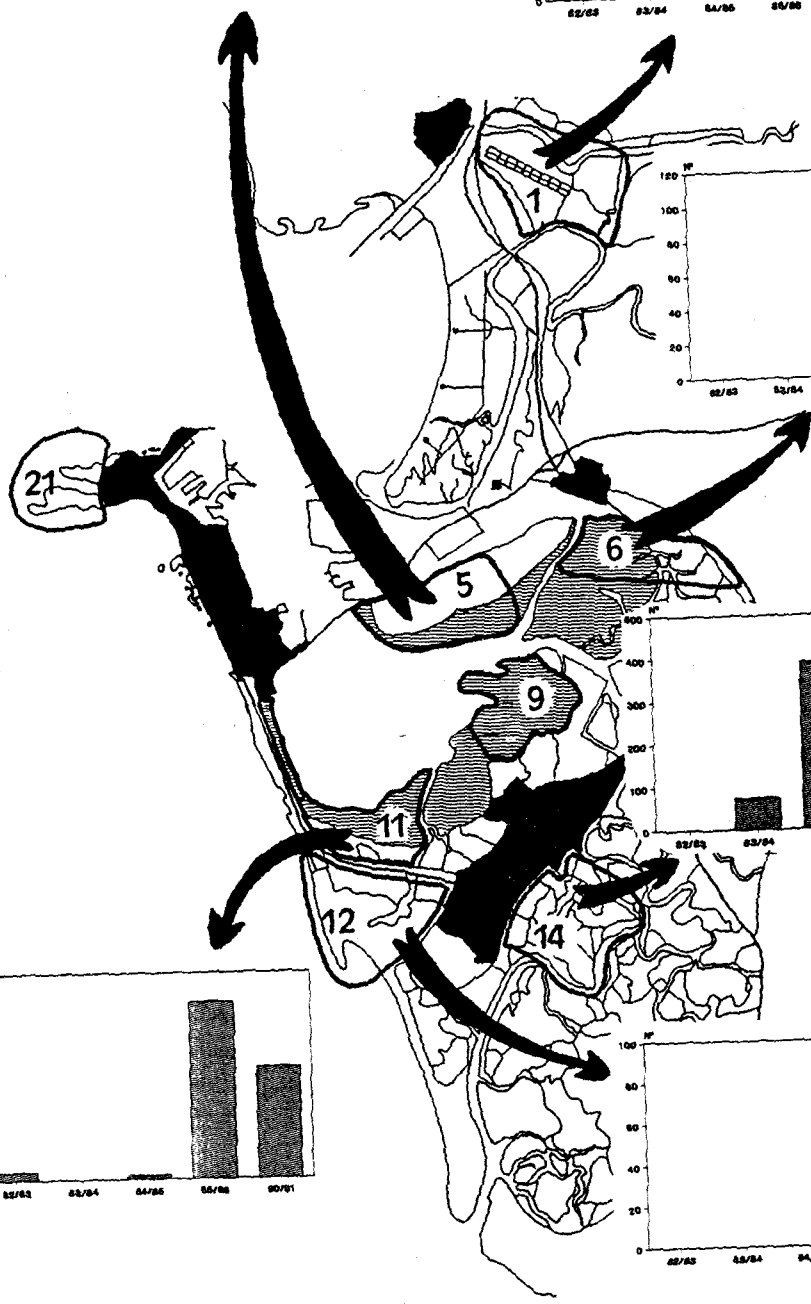
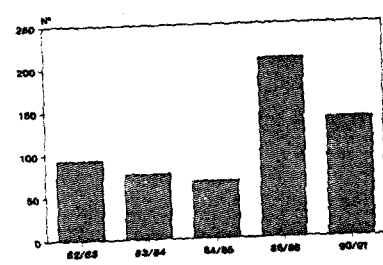
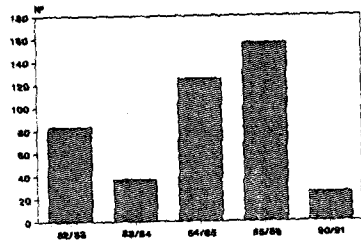


Figura 7.8.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Calidris alba* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

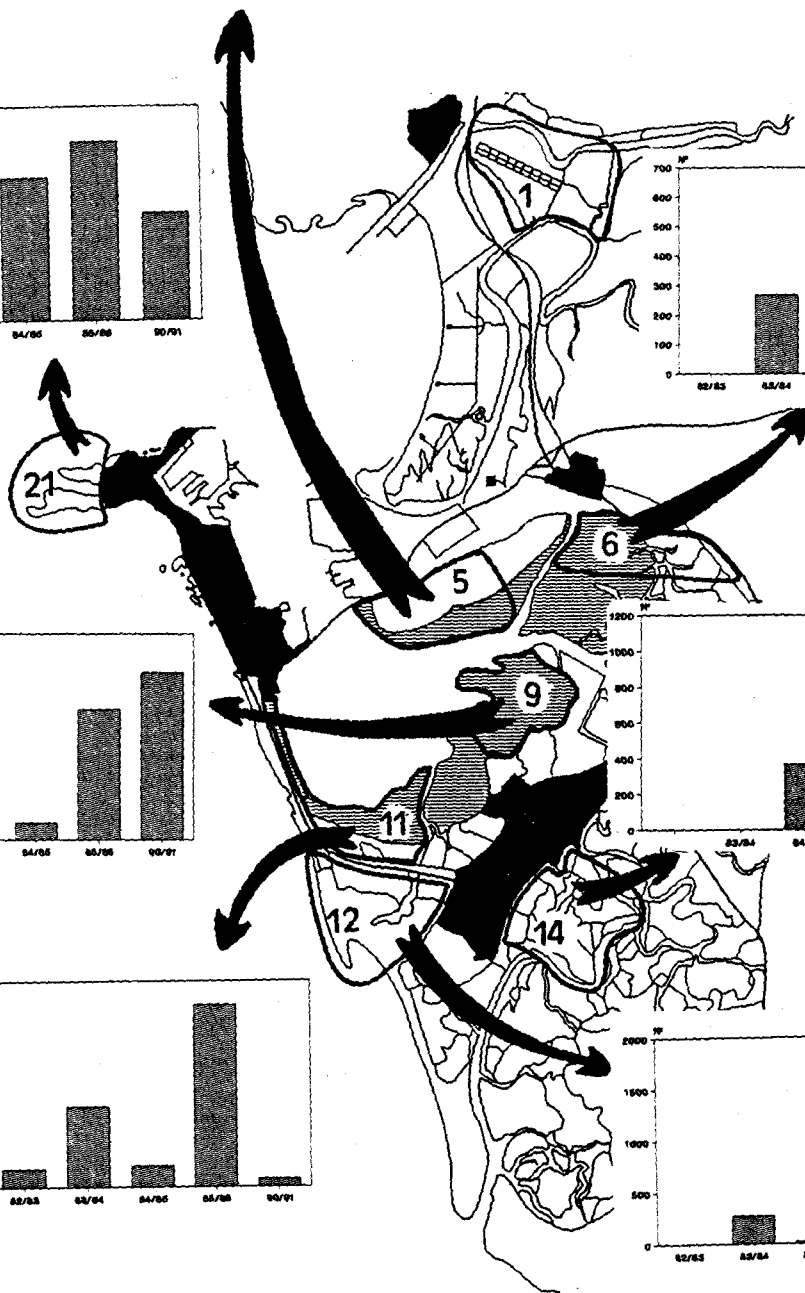
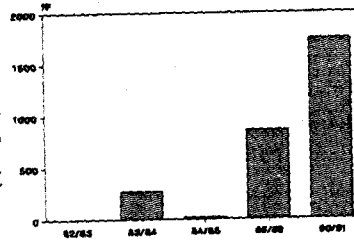
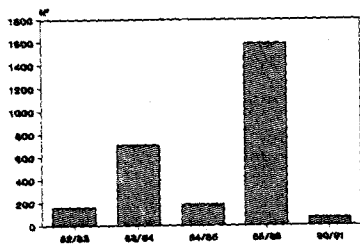
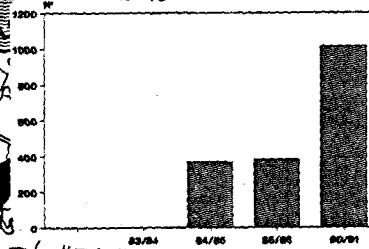
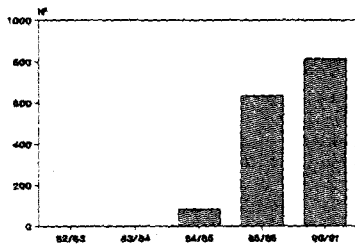
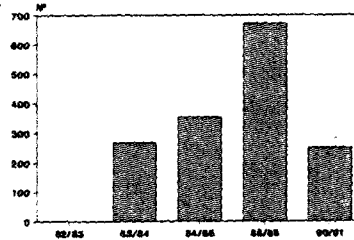
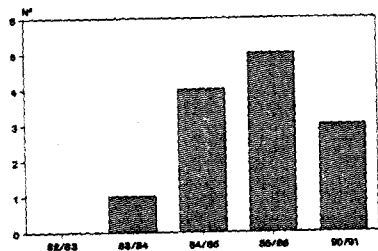
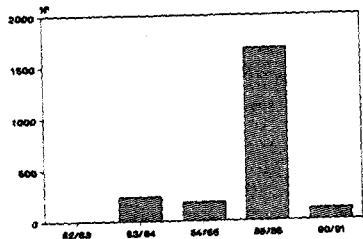


Figura 7.9.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Limosa limosa* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

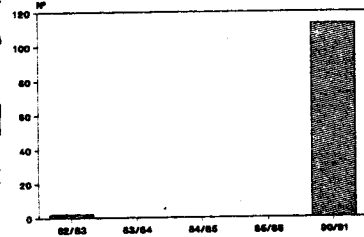
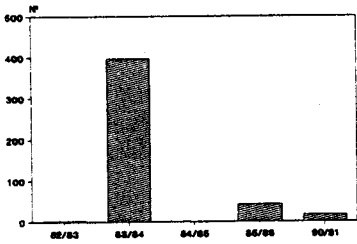
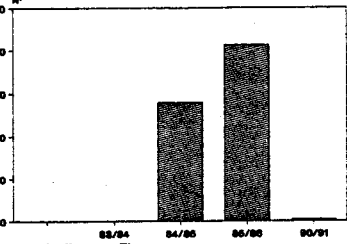
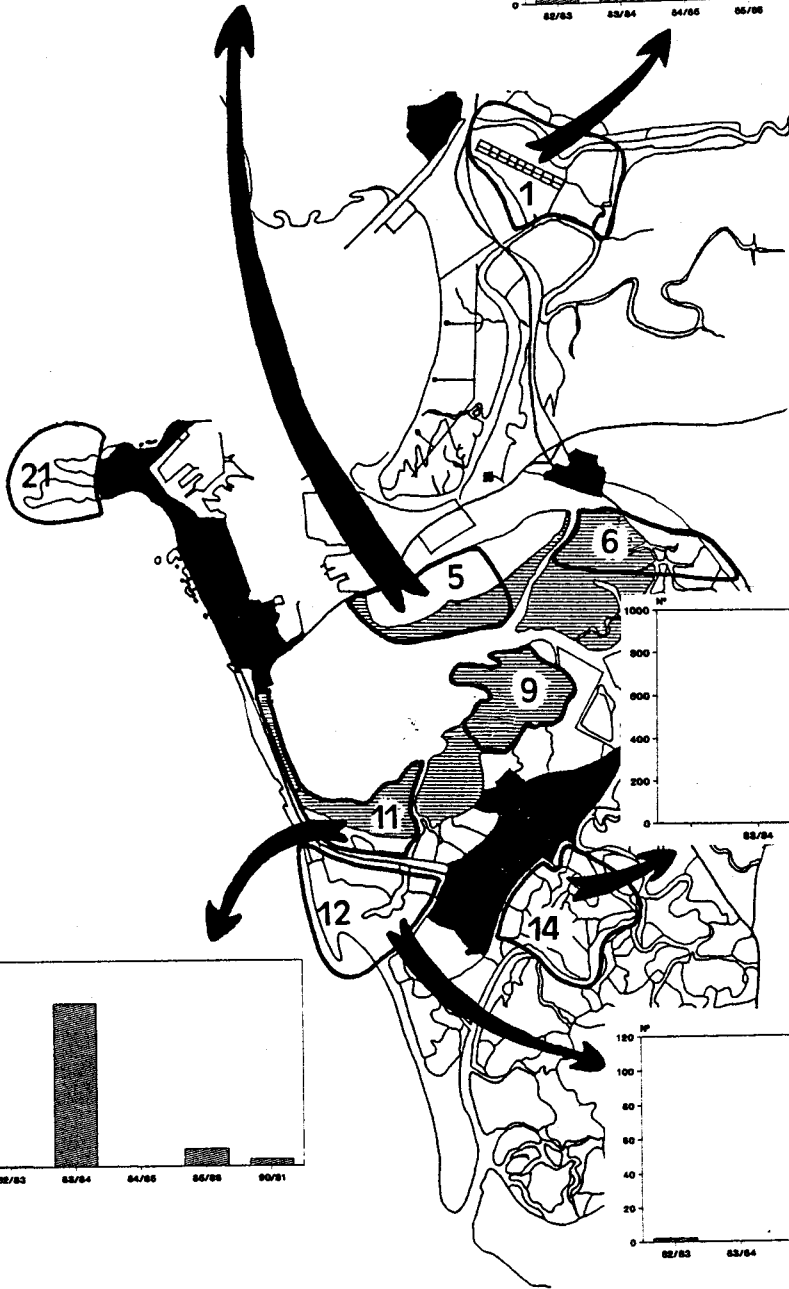
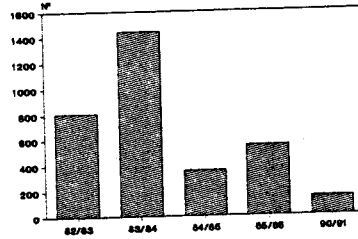
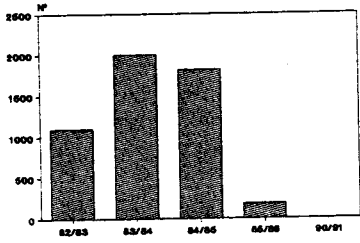


Figura 7.10.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Limosa lapponica* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

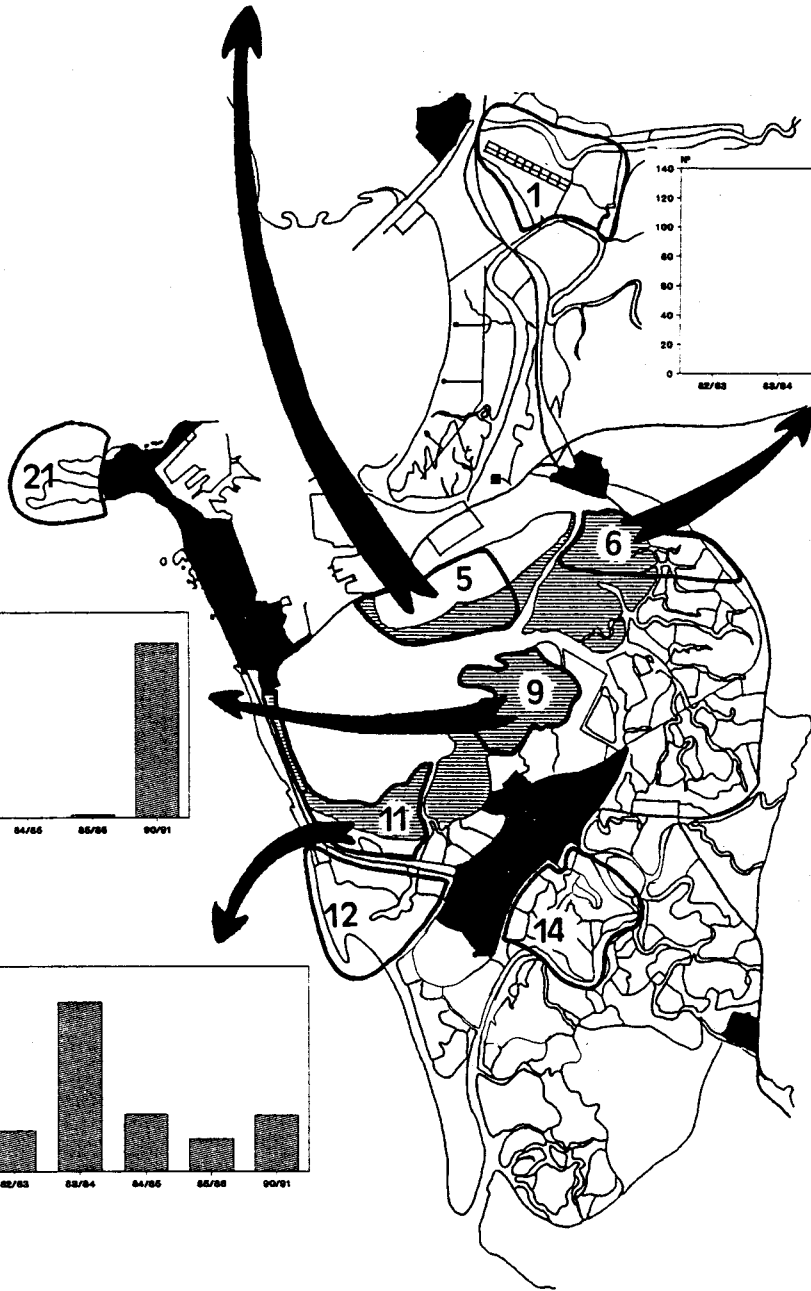
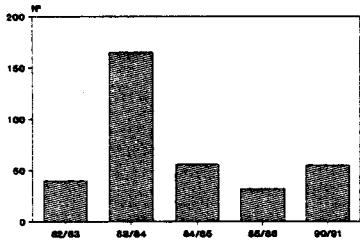
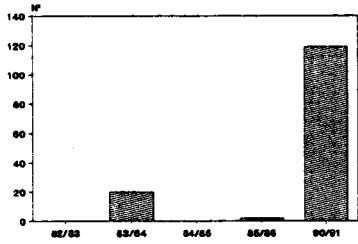
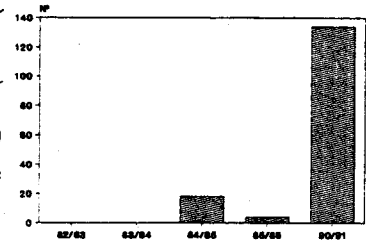
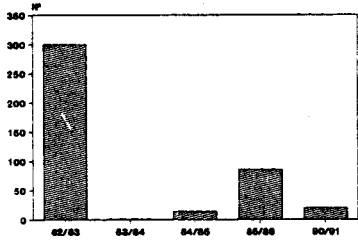


Figura 7.11.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Numenius arquata* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

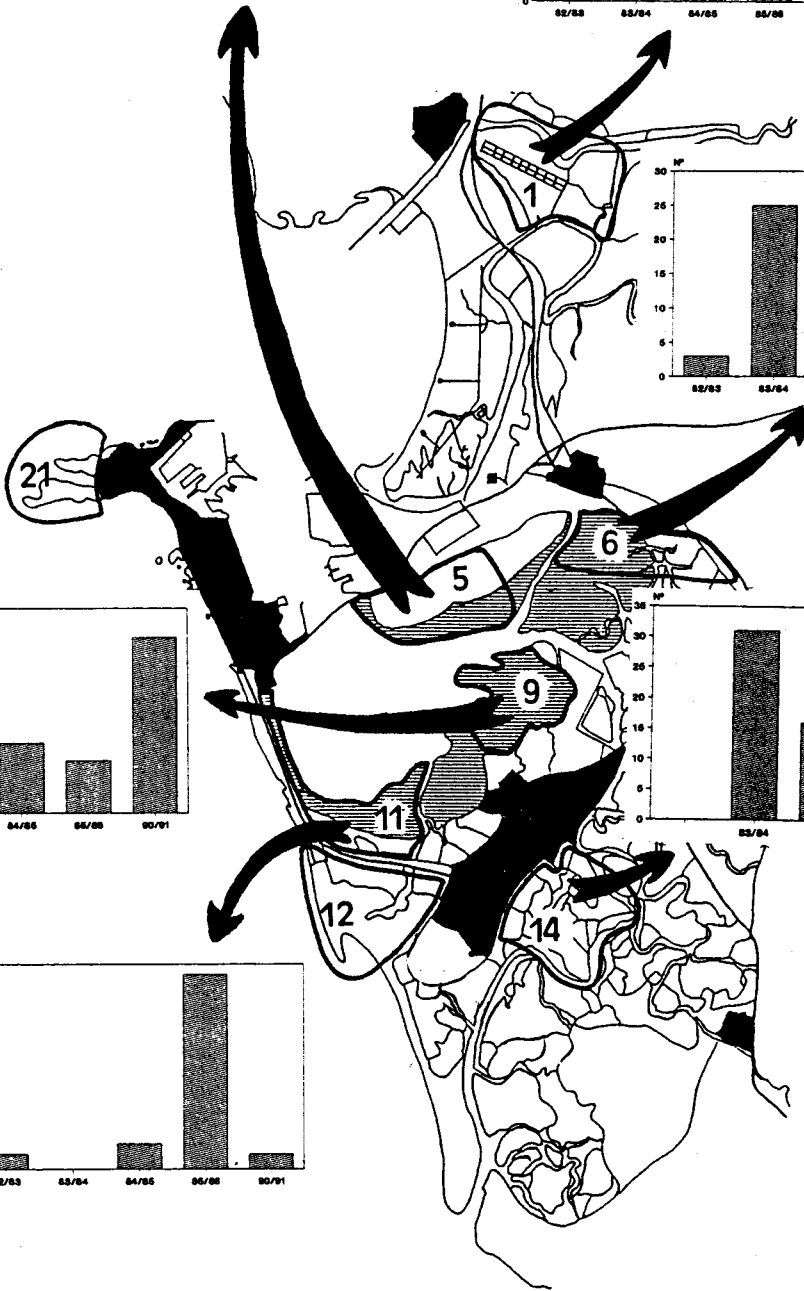
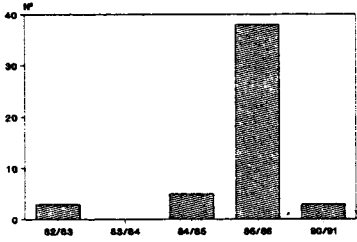
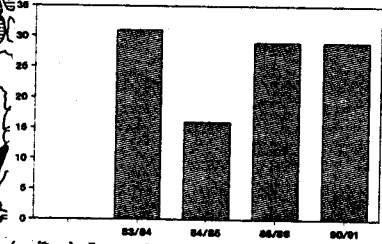
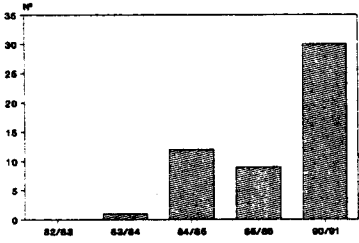
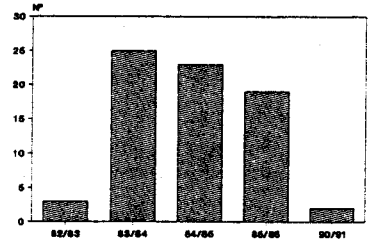
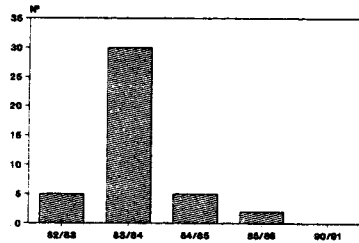
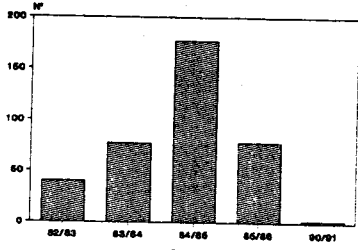


Figura 7.12.-

Variación del tamaño de la población de invernantes de *Tringa totanus* en cada zona de la Bahía de Cádiz, durante los periodos 1982-86 y 1990/91.

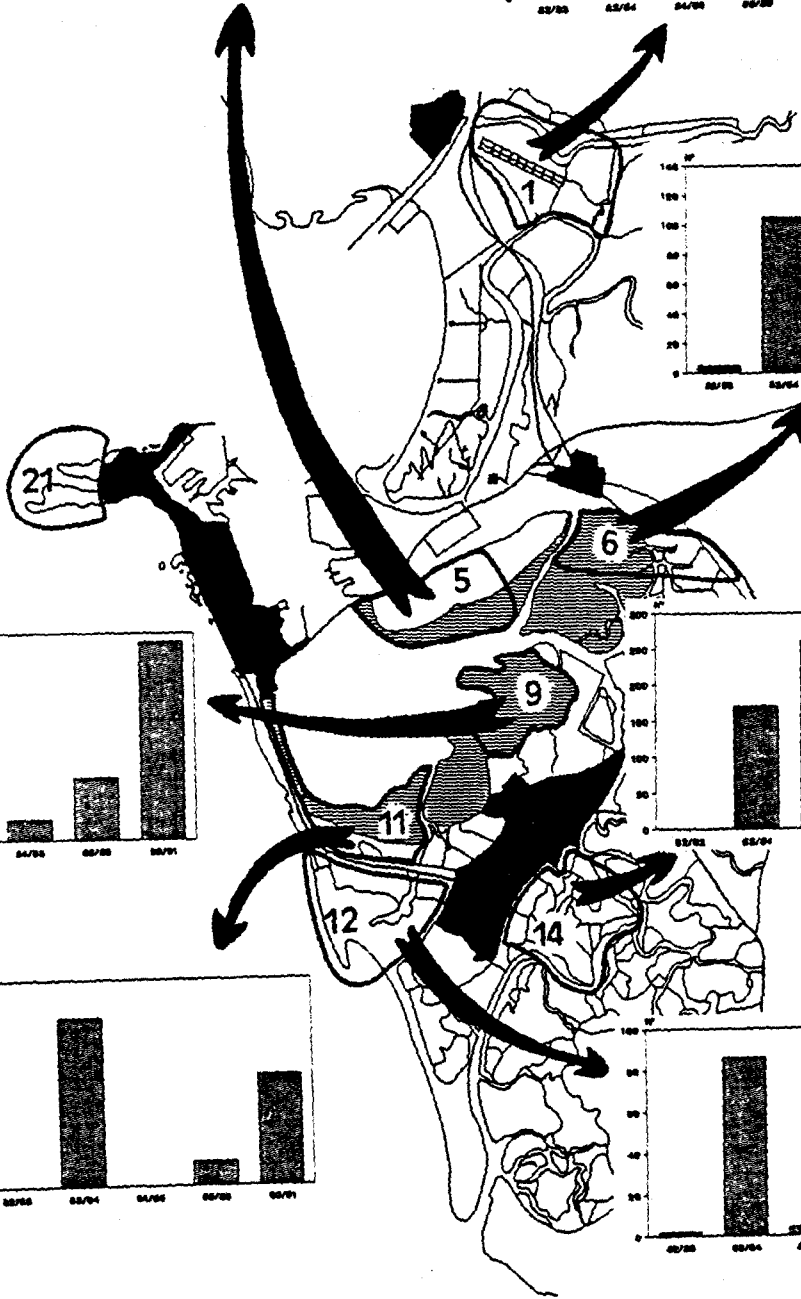
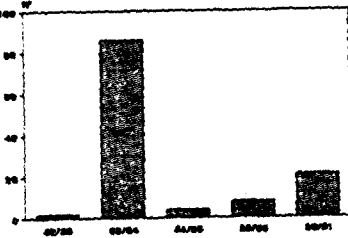
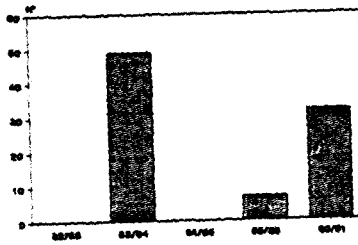
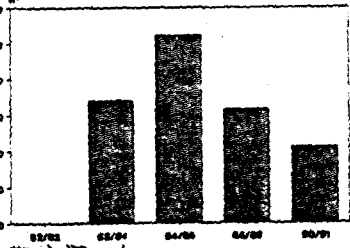
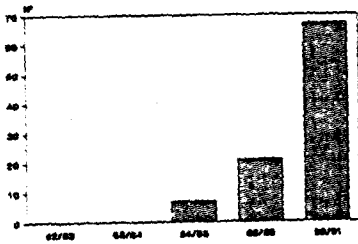
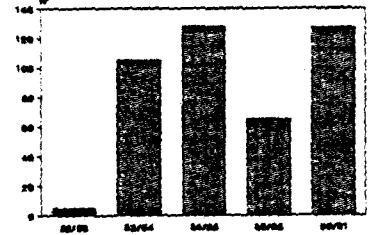
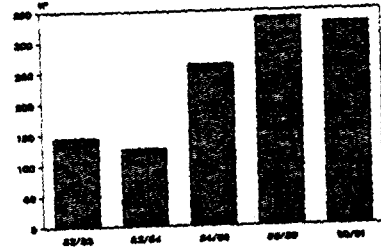
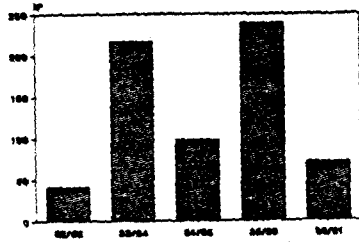
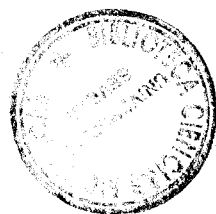
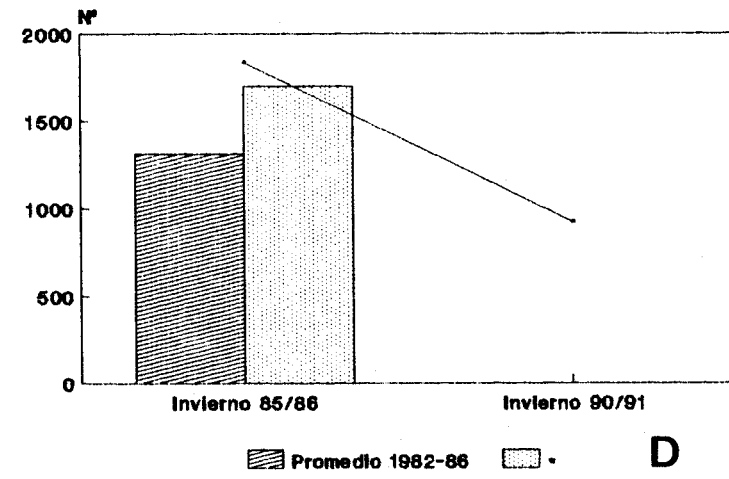
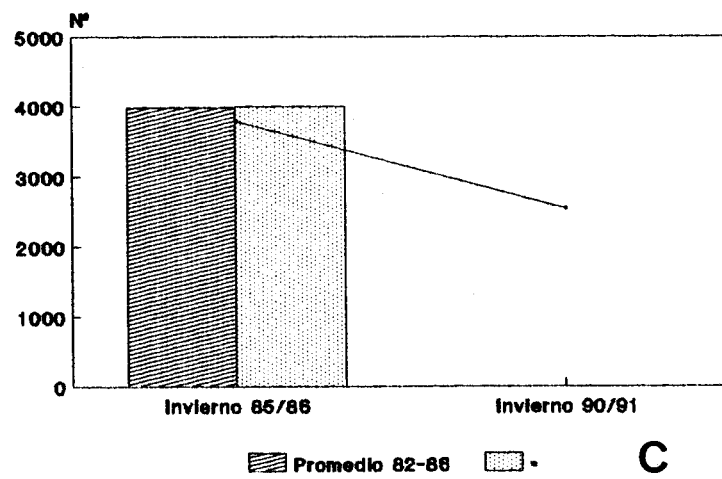
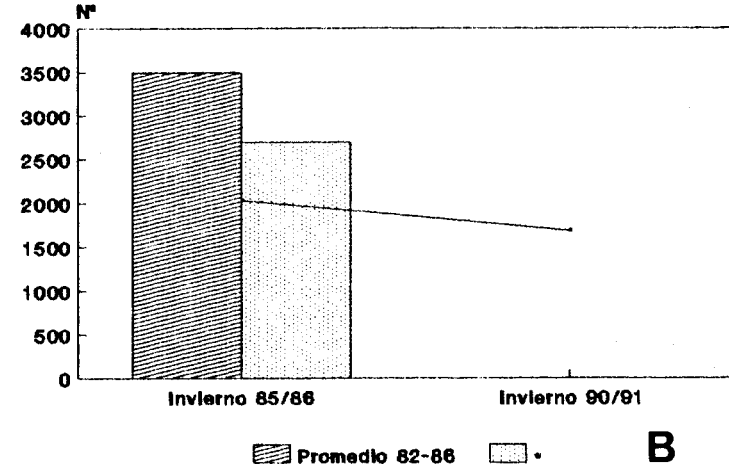
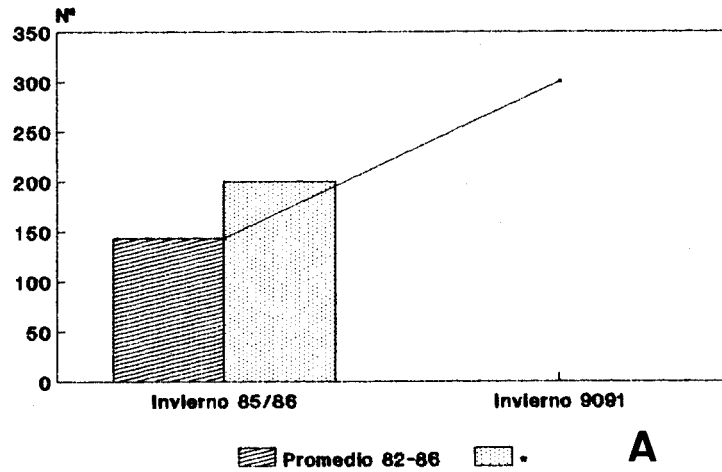


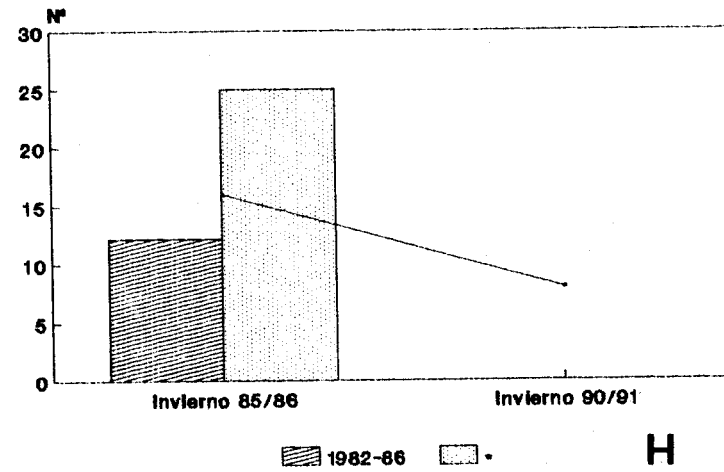
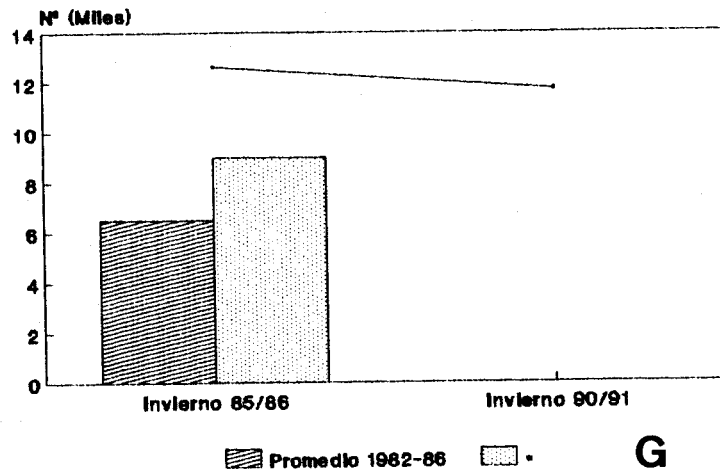
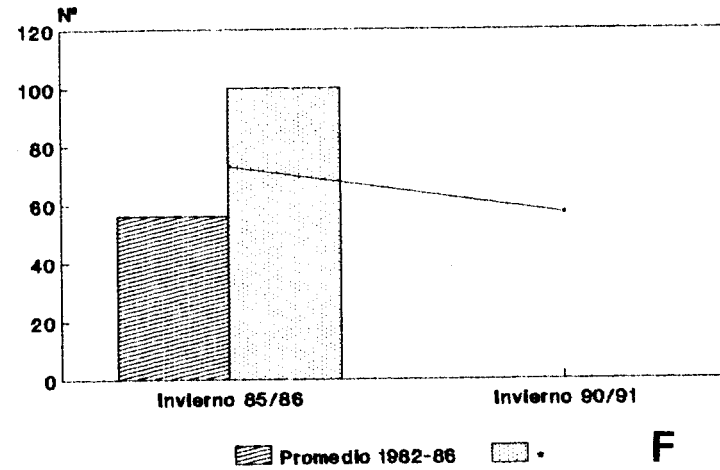
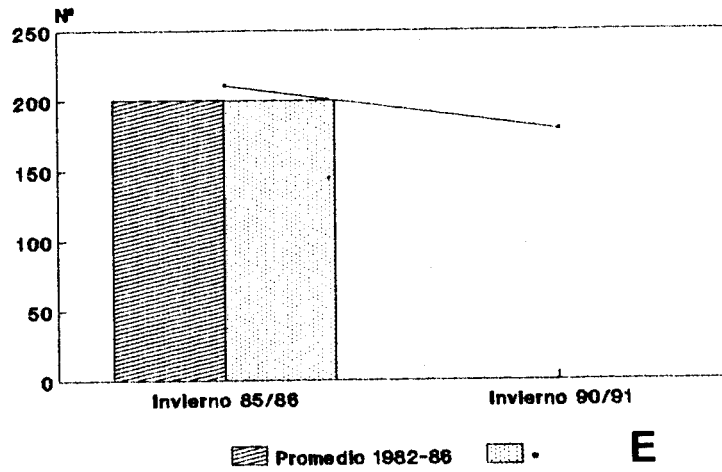
Figura 7.13 .-

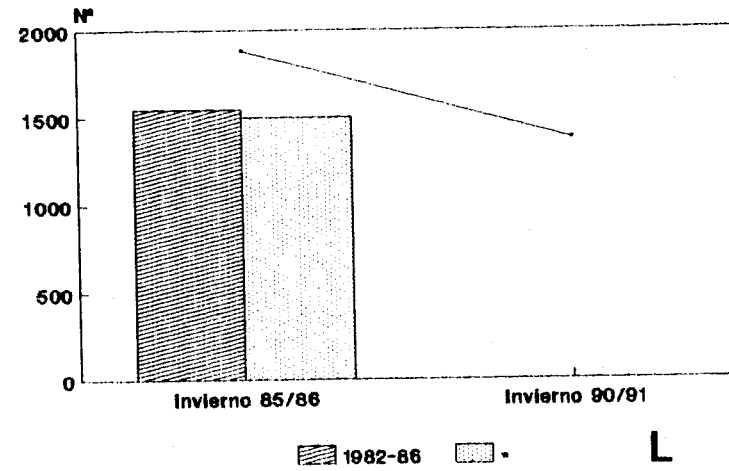
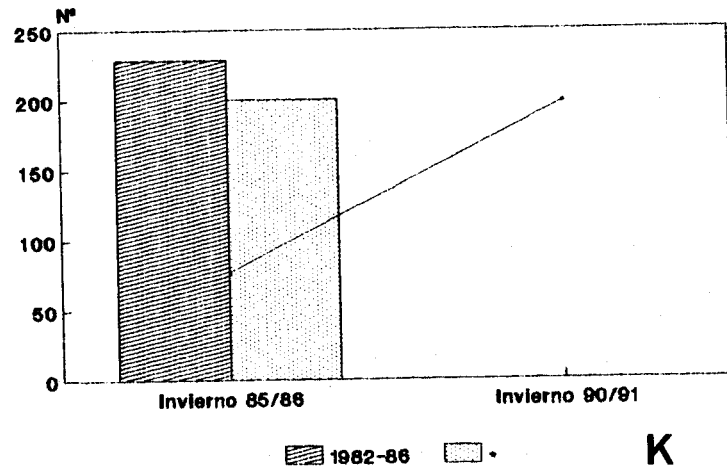
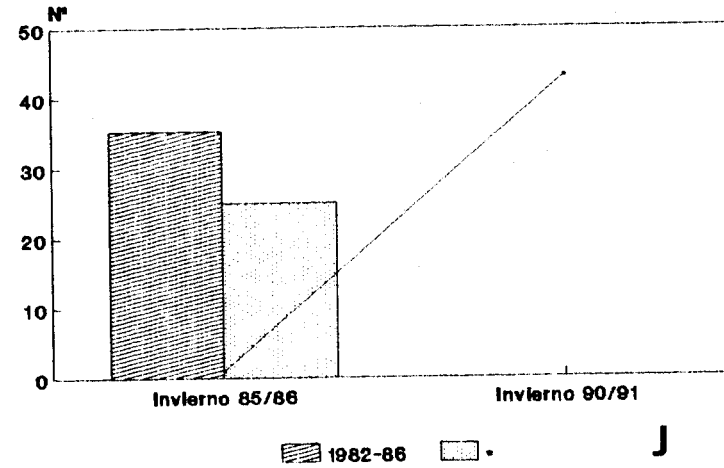
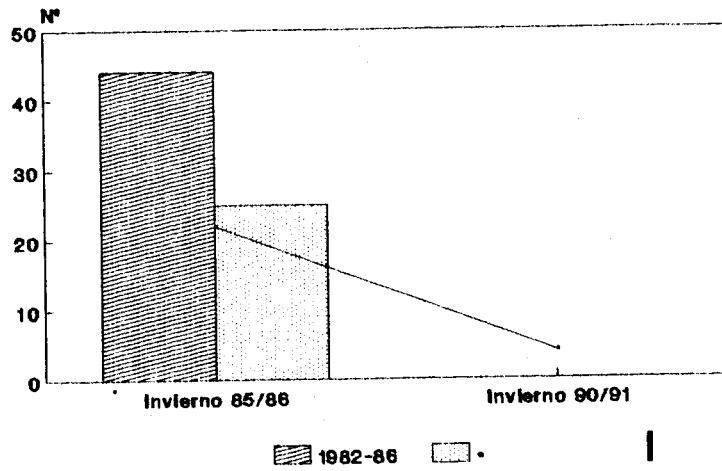
Recta ilustrativa de las tendencias observadas en las poblaciones de limícolas de la Bahía de Cádiz en el periodo comprendido entre el invierno de 1985/86 y 1990/91; e histogramas de abundancia de dichas aves en el periodo 1982-1986 (promedio estimado a partir de los datos cedidos por SOLIS y RUIZ, com. pers.) y de los censos organizados por la S.E.O. para el periodo 1978/1985 (según VELASCO y ALBERTO, en prensa).

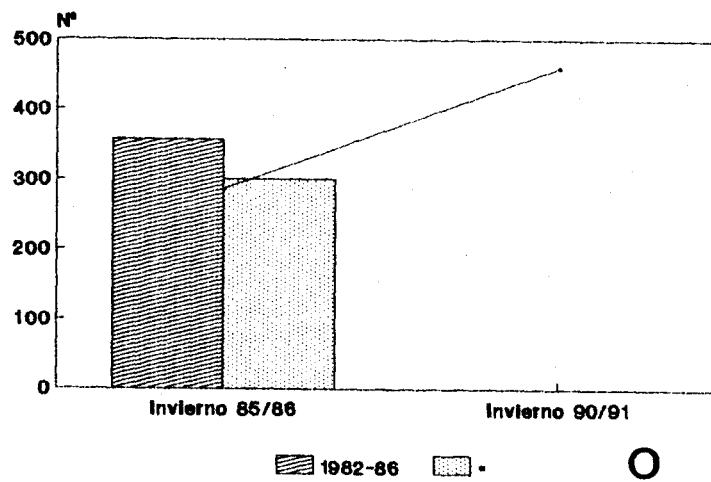
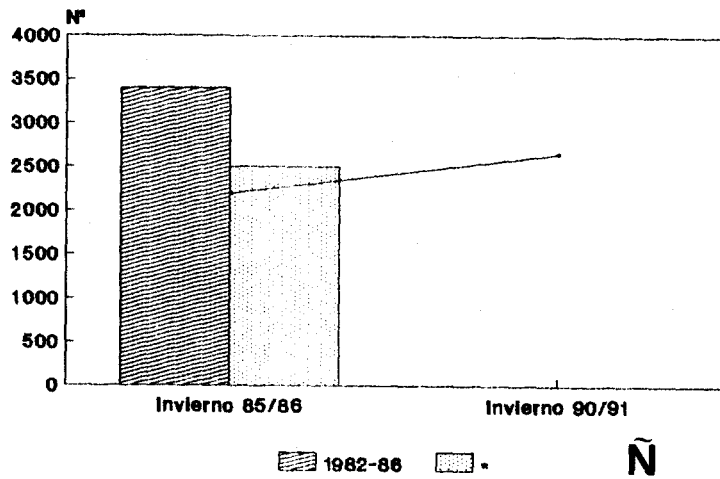
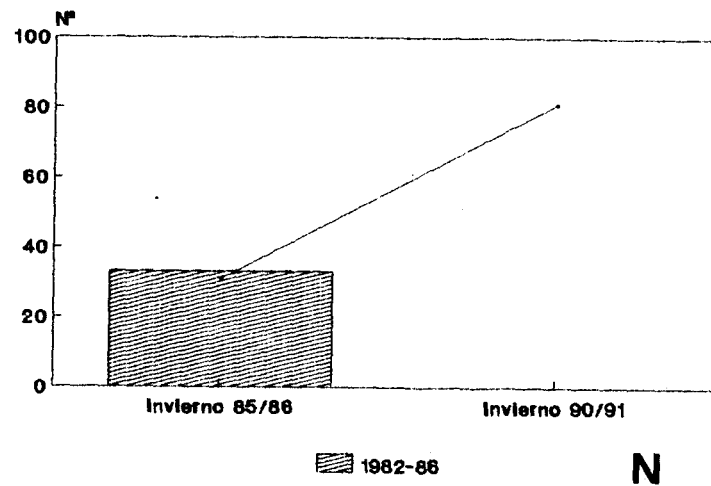
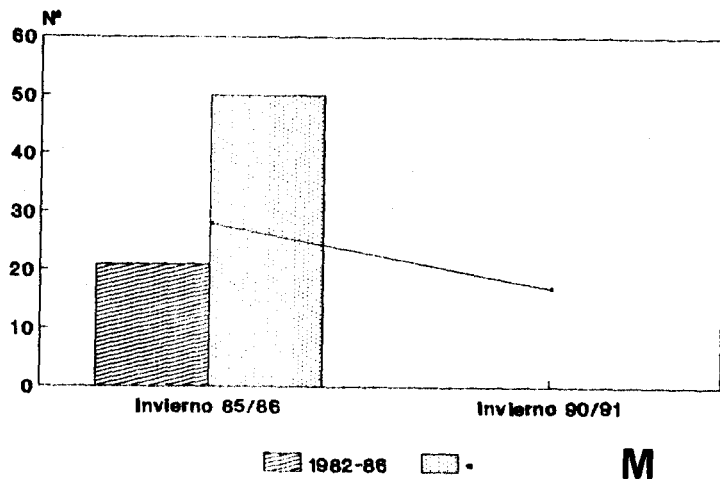
A, *Haematopus ostralegus*; B, *Charadrius hiaticula*; C, *Charadrius alexandrinus*; D, *Pluvialis squatarola*; E, *Arenaria interpres*; F, *Calidris minuta*; G, *C. alba*; H, *C. maritima*; I, *C. ferruginea*; J, *C. canutus*; K, *C. alpina*; L, *Tringa totanus*; M, *Tringa nebularia*; N, *Actitis hypoleucos*; Ñ, *Limosa limosa*; O, *L. lapponica*; P, *Numenius arquata*; Q, *Numenius phaeopus*; R, *Himantopus himantopus*; S, *Recurvirostra avosetta*.











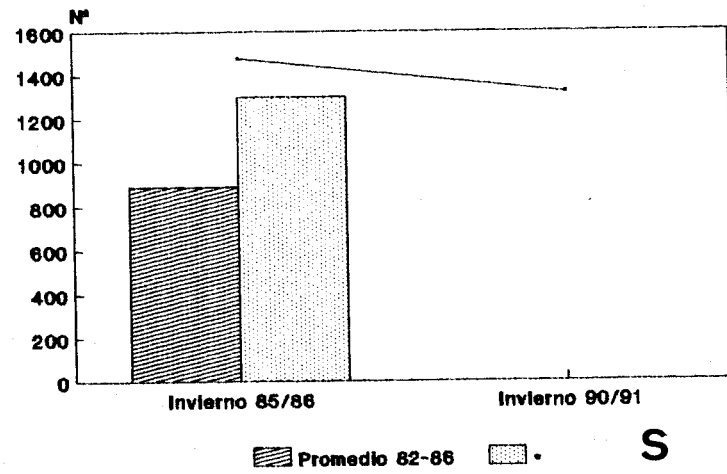
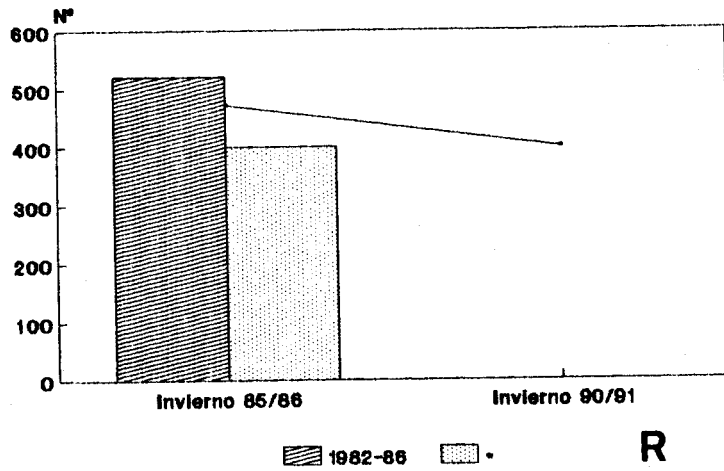
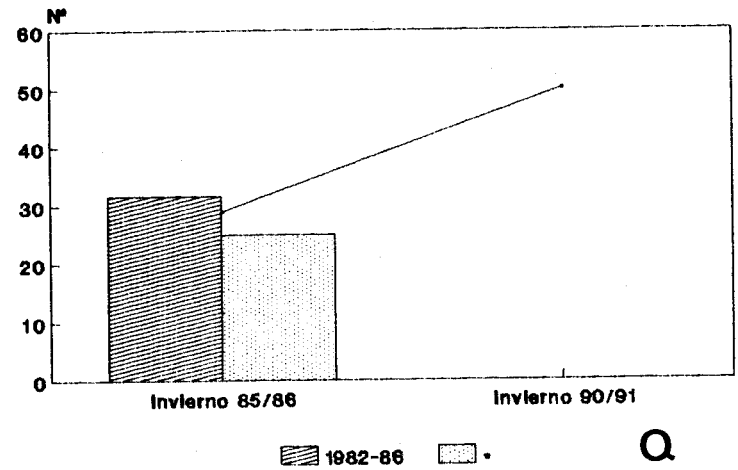
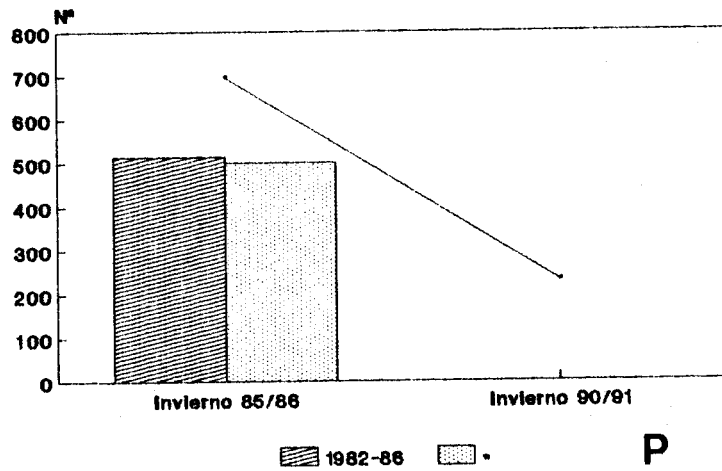


Figura 7.14.-

Variación de la dominancia en las poblaciones de invernantes de:

A, las familias Haematopodidae, Recurvirostridae, Charadriidae y Scolopacidae, desde 1982 a 1991

B, Hematopódidos, Recurvirostridos, Carádridos mayores, Carádridos pequeños, Escolopácidos mayores, Escolopácidos medianos y Escolopácidos pequeños.

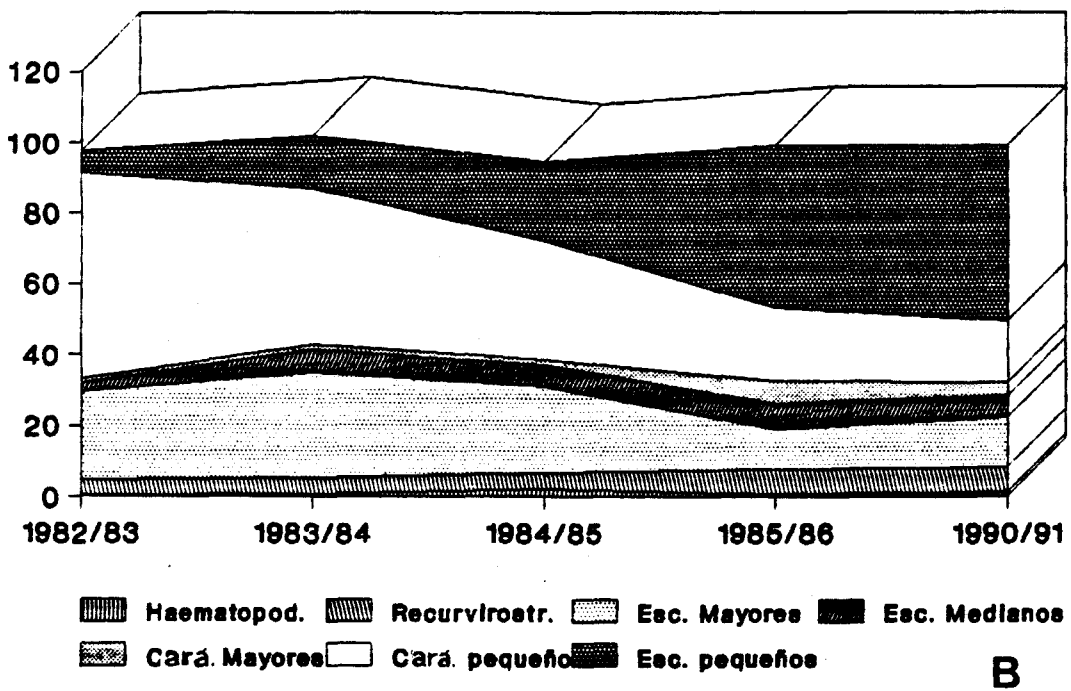
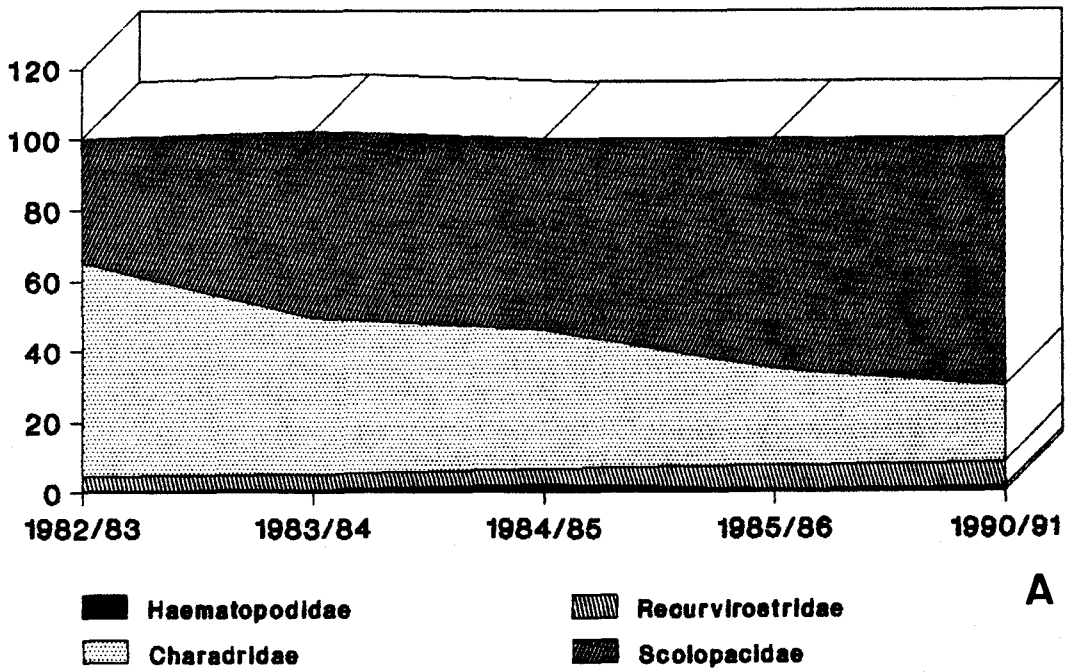


Figura 7.15.-

Variación del número total de limícolas, A, y de la diversidad, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

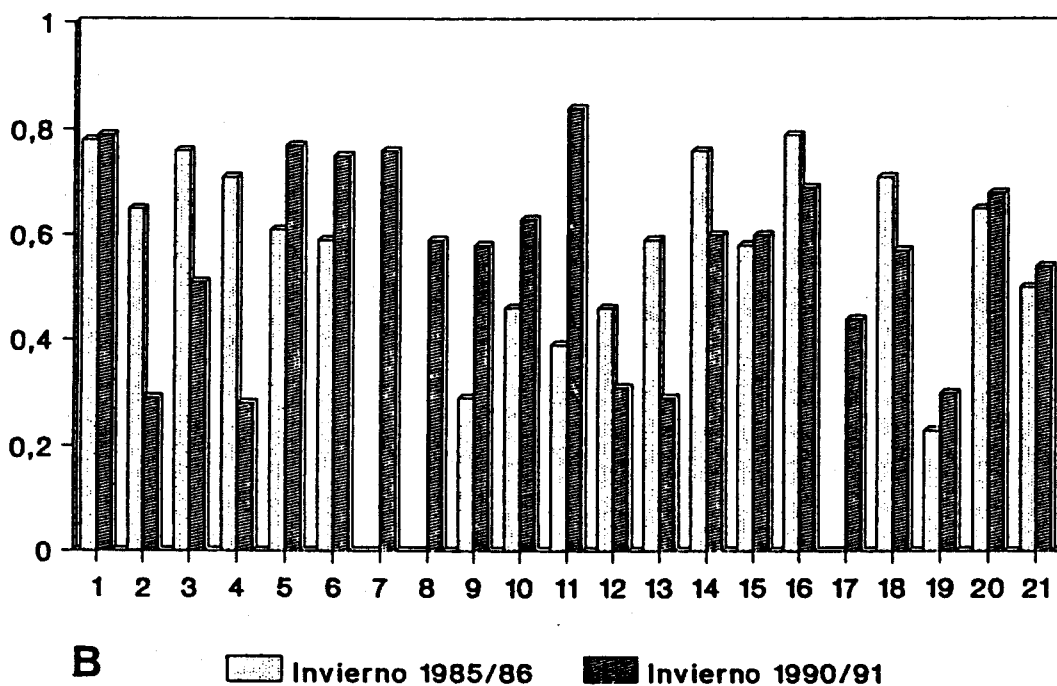
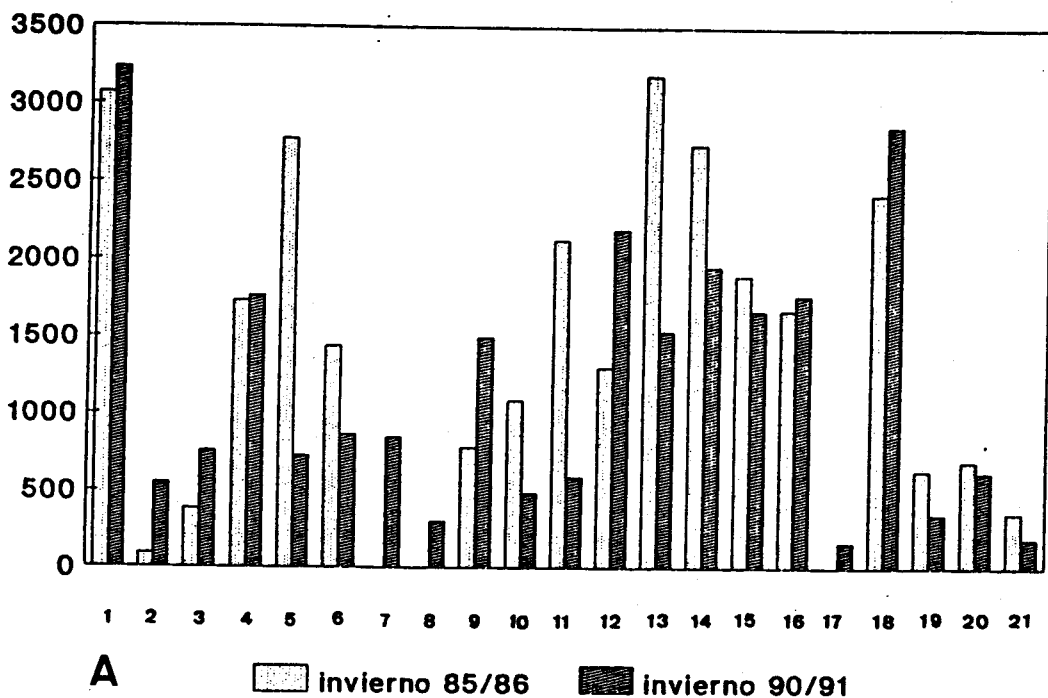


Figura 7.16.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la Bahía de Cádiz, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).

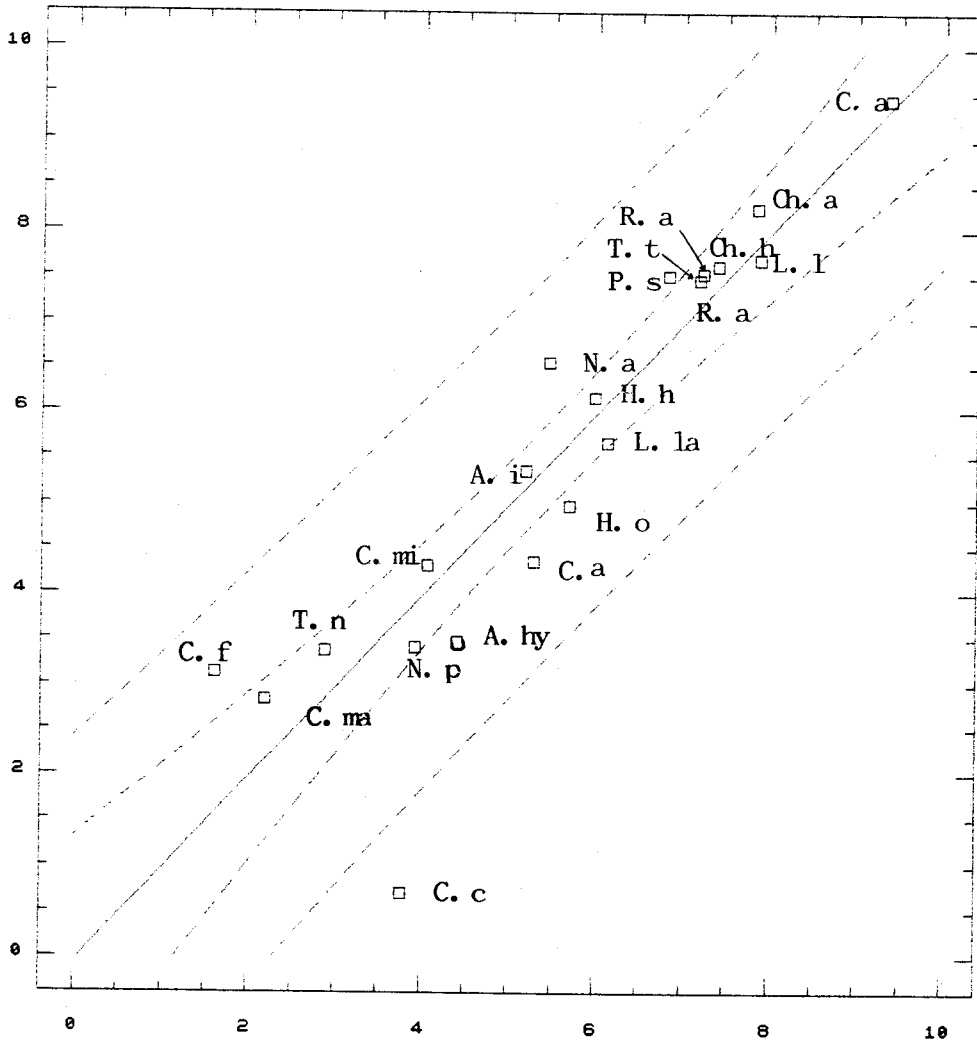


Figura 7.17.-

Mapas de distribución de *Haematopus ostralegus* realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Haematopus ostralegus

Figura 7.18.-

Variación del número de *Haematopus ostralegus*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

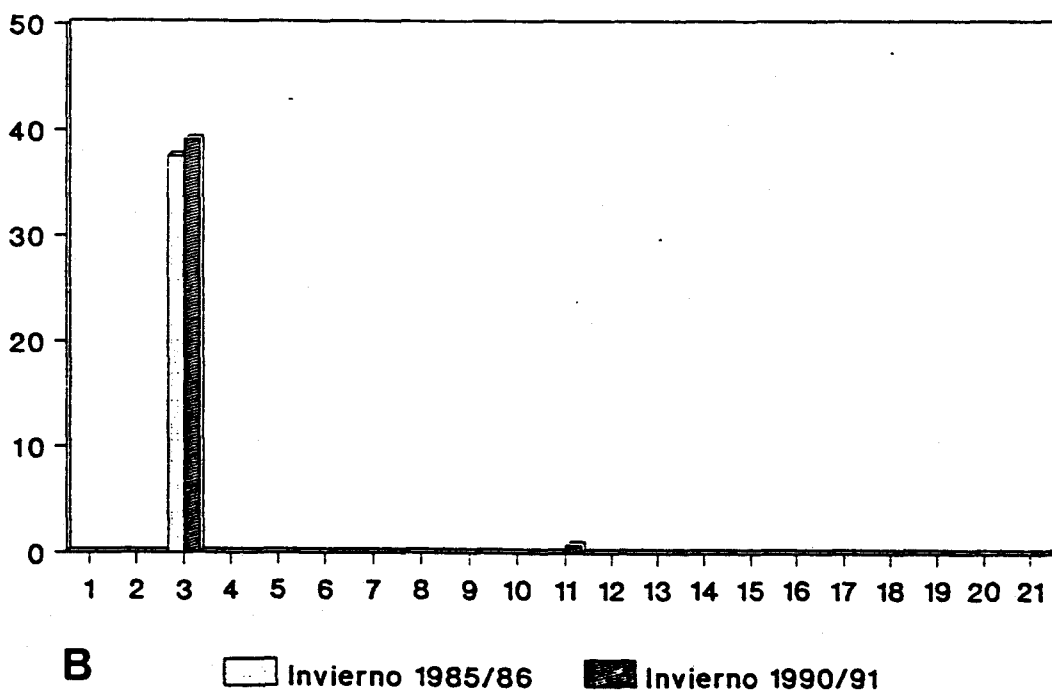
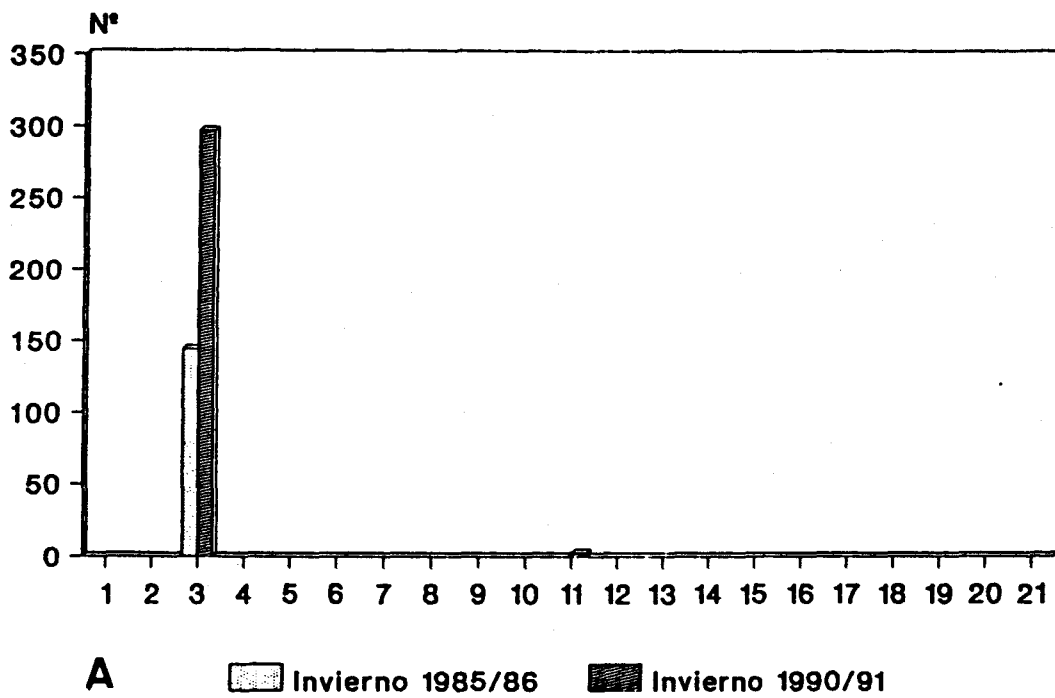
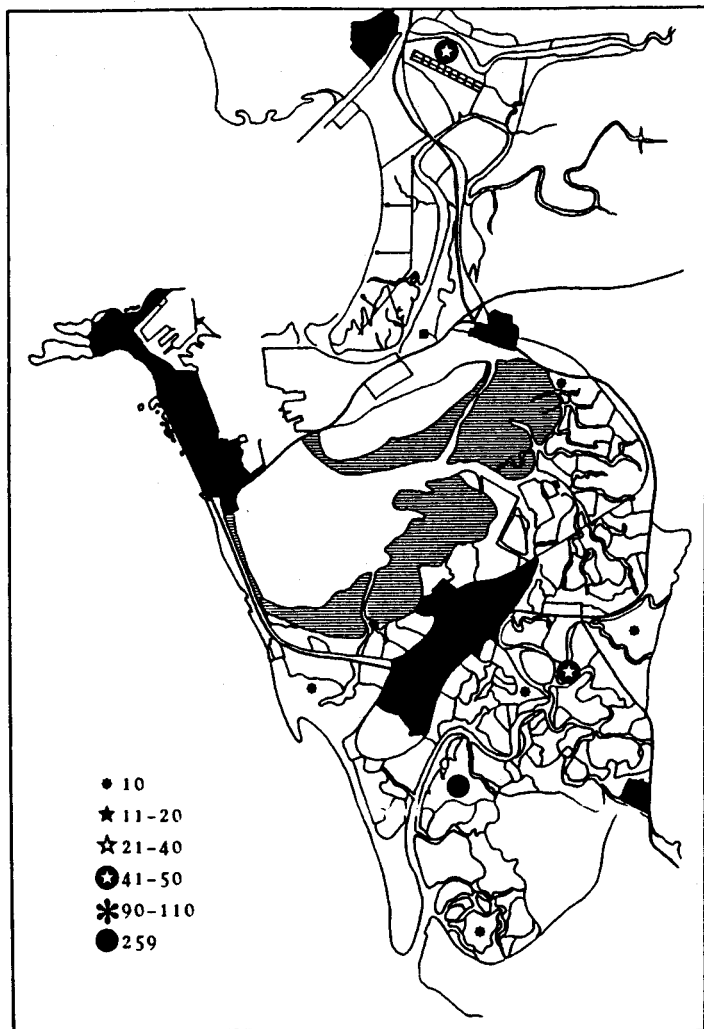
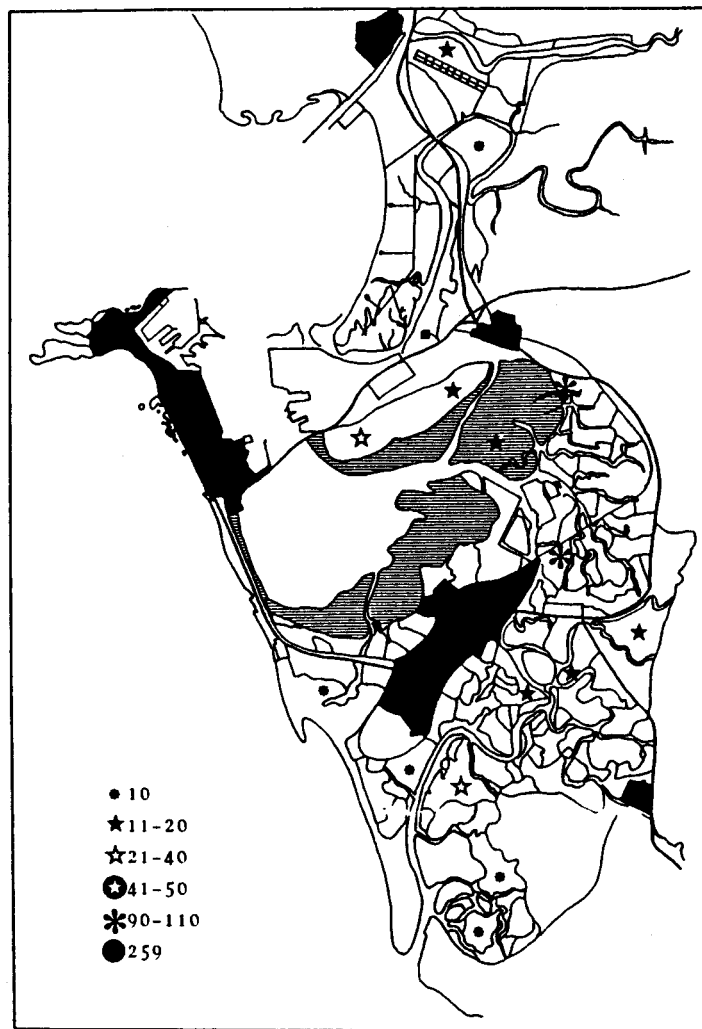


Figura 7.19.-

Mapas de distribución de *Himantopus himantopus* realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86

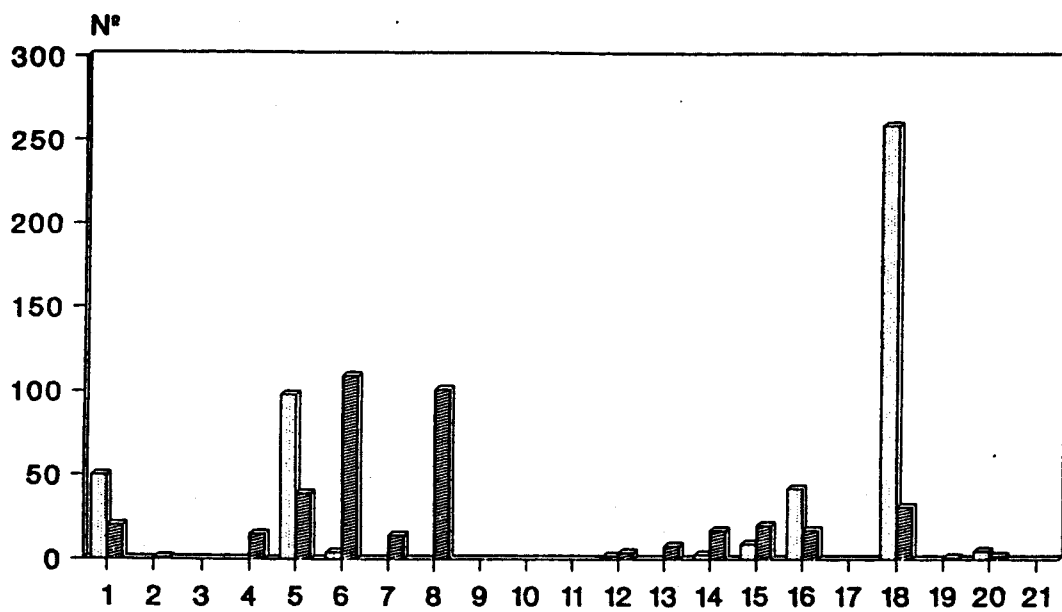


1990/91

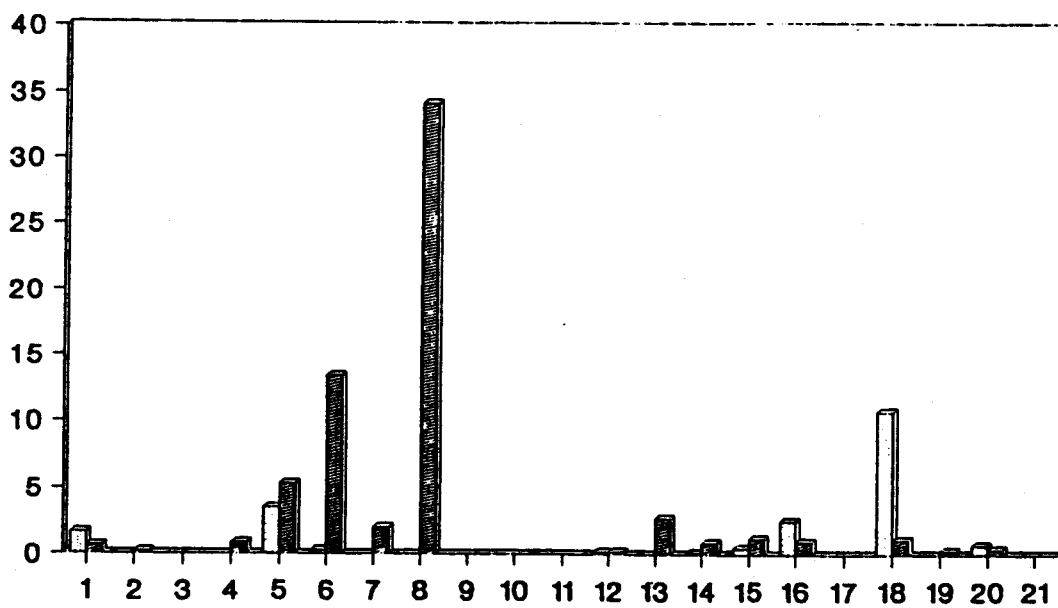
Himantopus himantopus

Figura 7.20.-

Variación del número de *Himantopus himantopus*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.



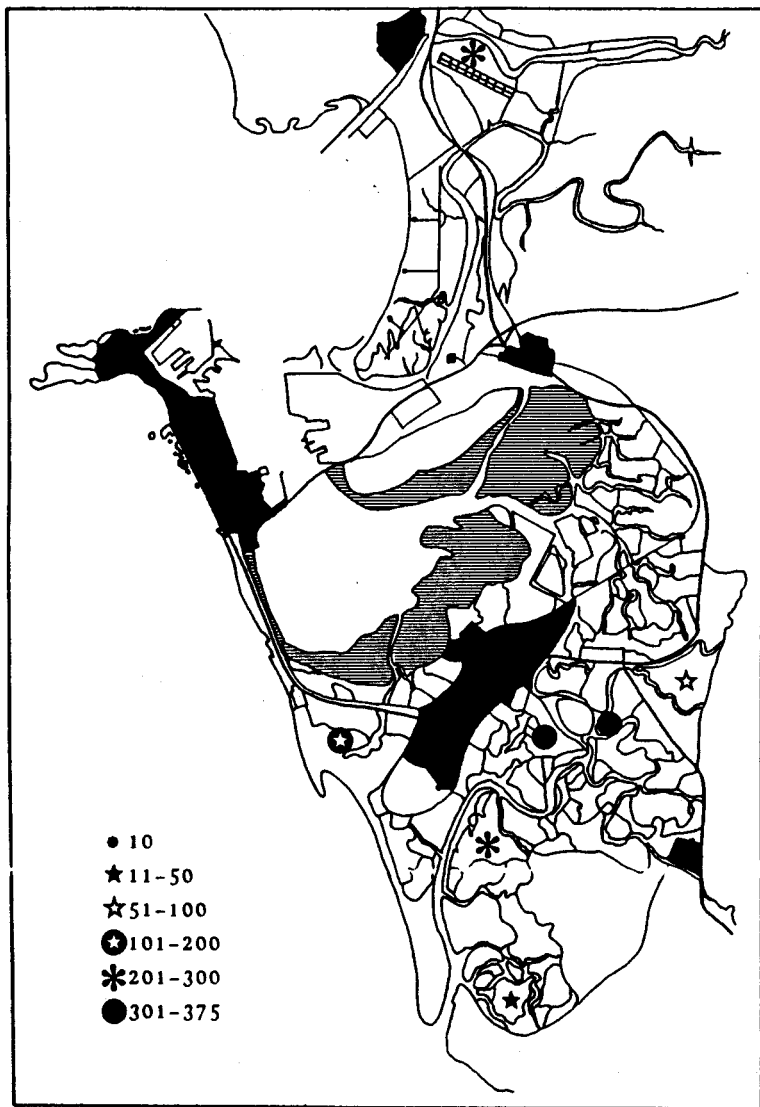
A Invierno 1985/86 Invierno 1990/91



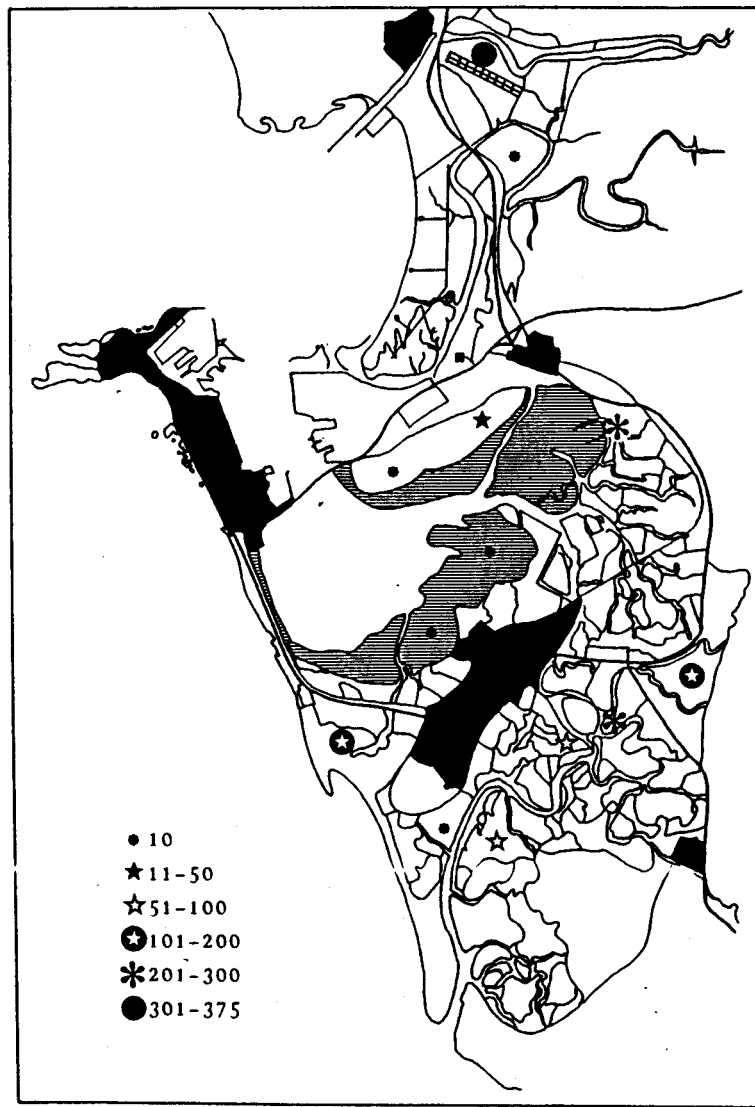
B Invierno 1985/86 Invierno 1990/91

Figura 7.21.-

Mapas de distribución de *Recurvirostra avosetta*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Recurvirostra avosetta

Figura 7.22.-

Variación del número de *Recurvirostra avosetta*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

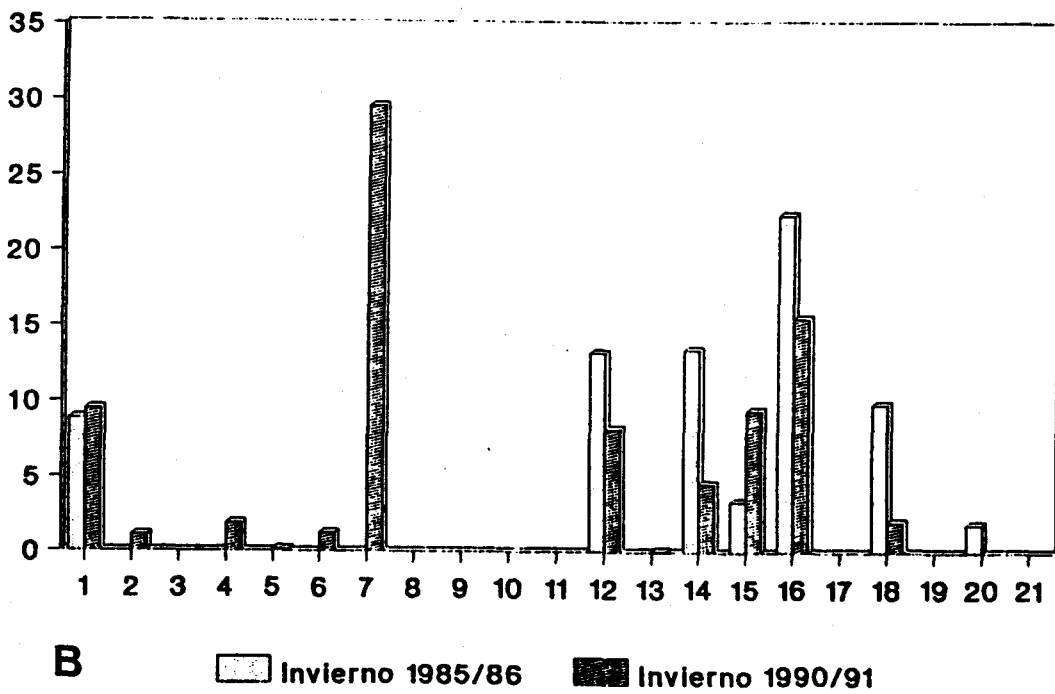
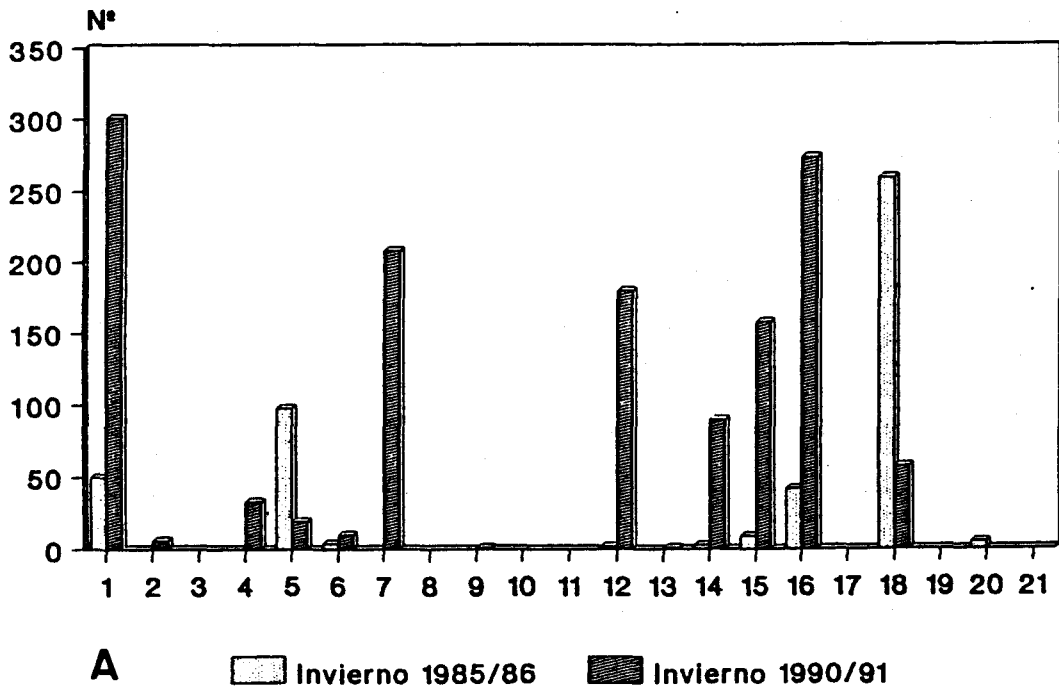
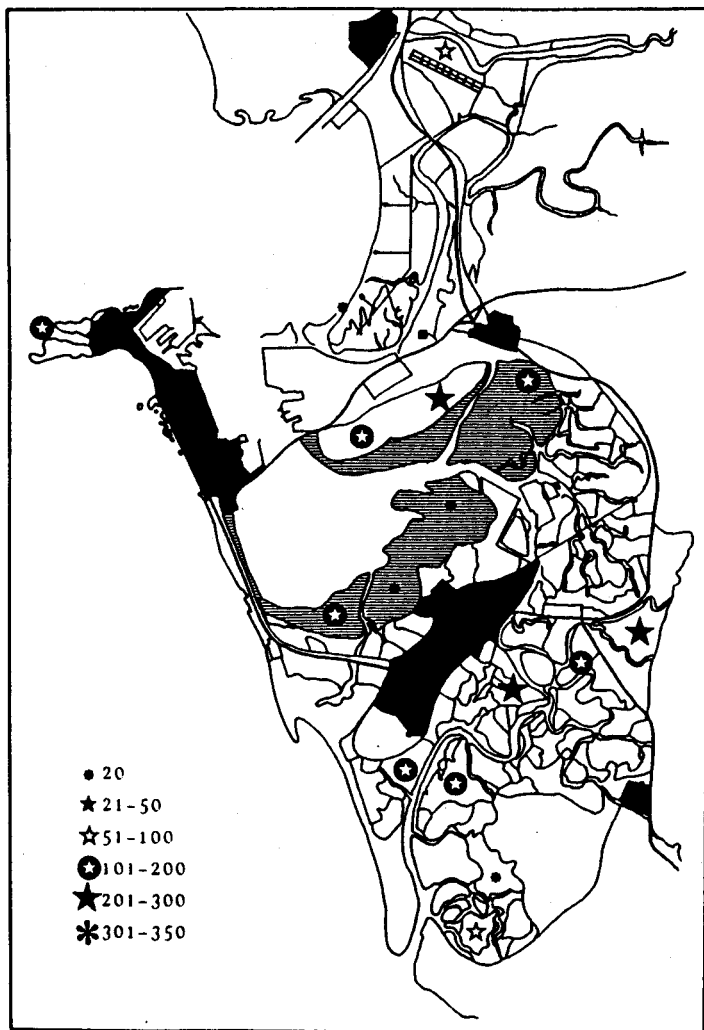
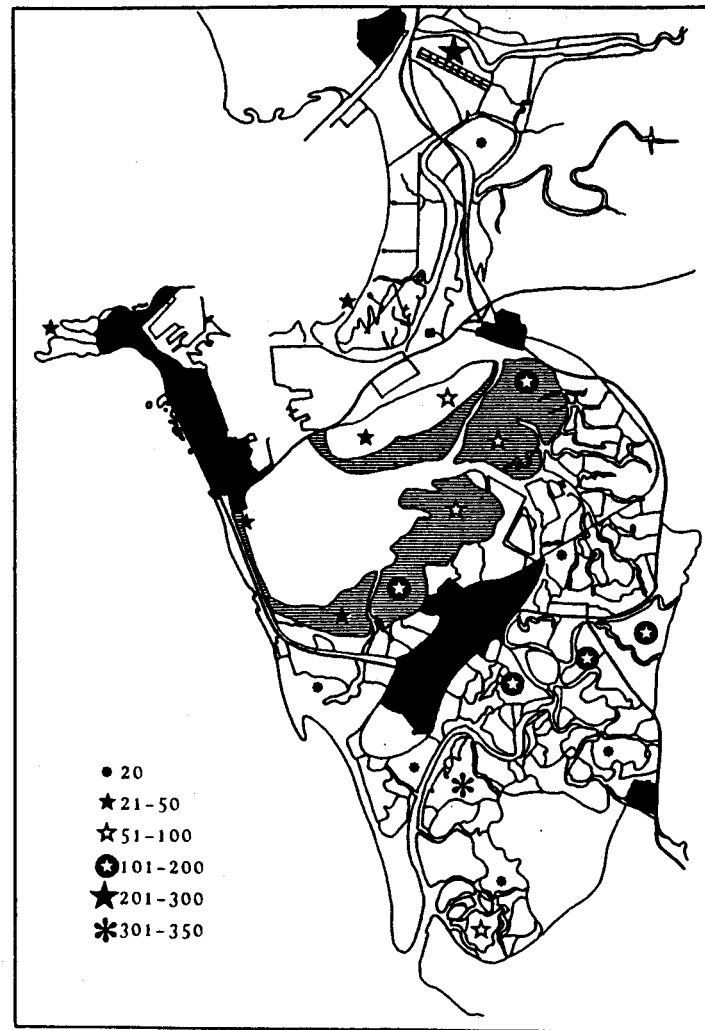


Figura 7.23.-

Mapas de distribución de *Charadrius hiaticula*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Charadrius hiaticula

Figura 7.24.-

Variación del número de *Charadrius hiaticula*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

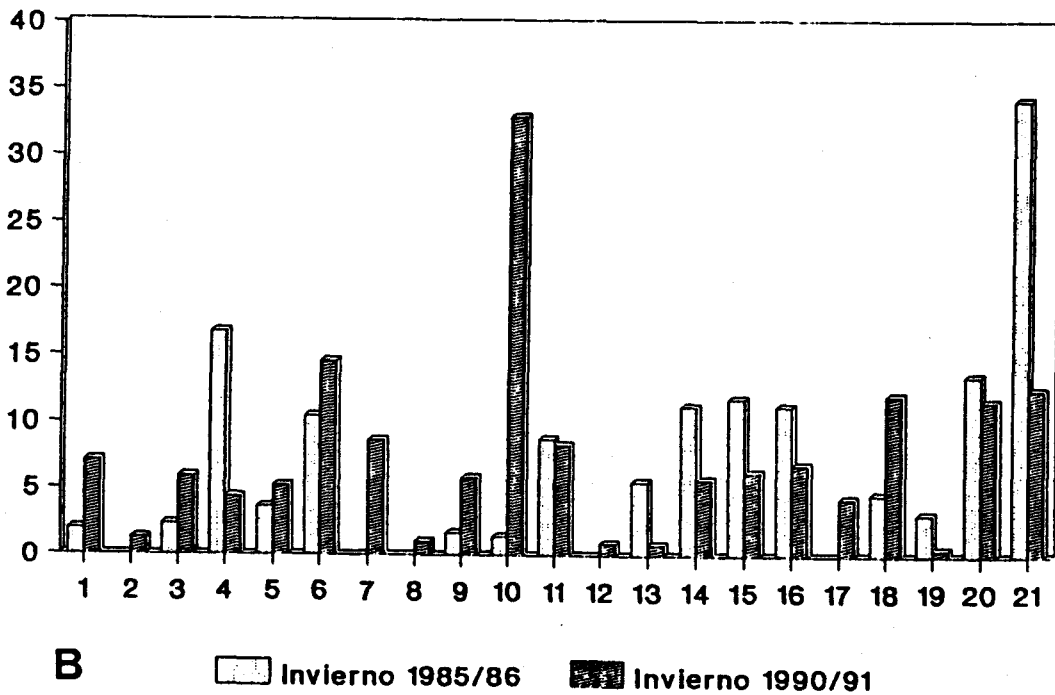
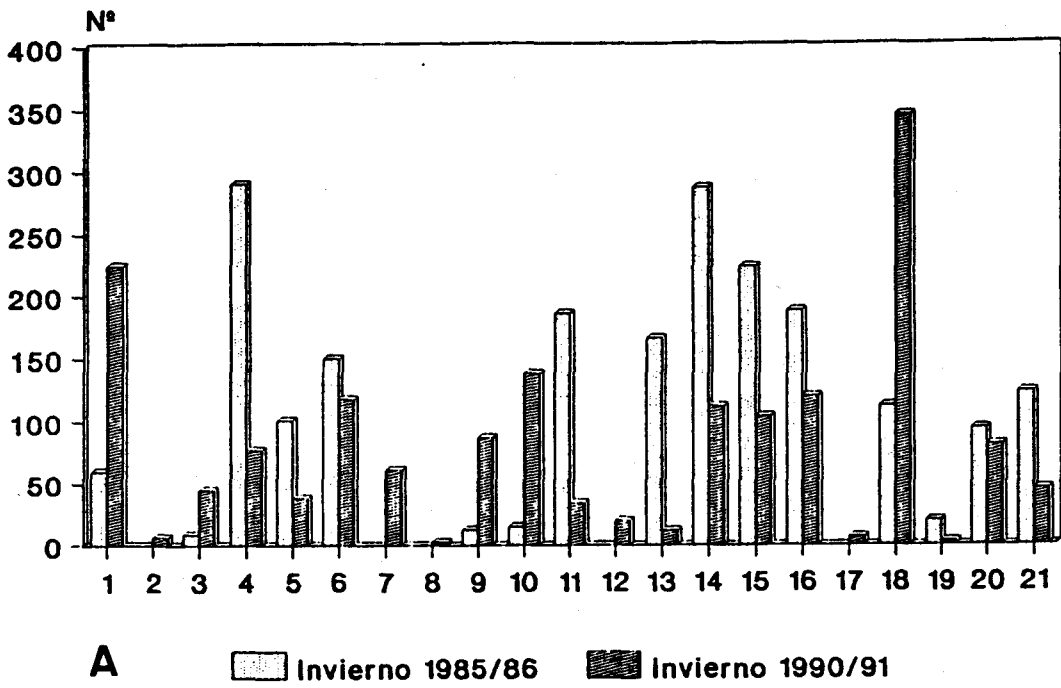


Figura 7.25.-

Variación de la población de *Charadrius hiaticula*, en las 21 zonas estudiadas, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa)

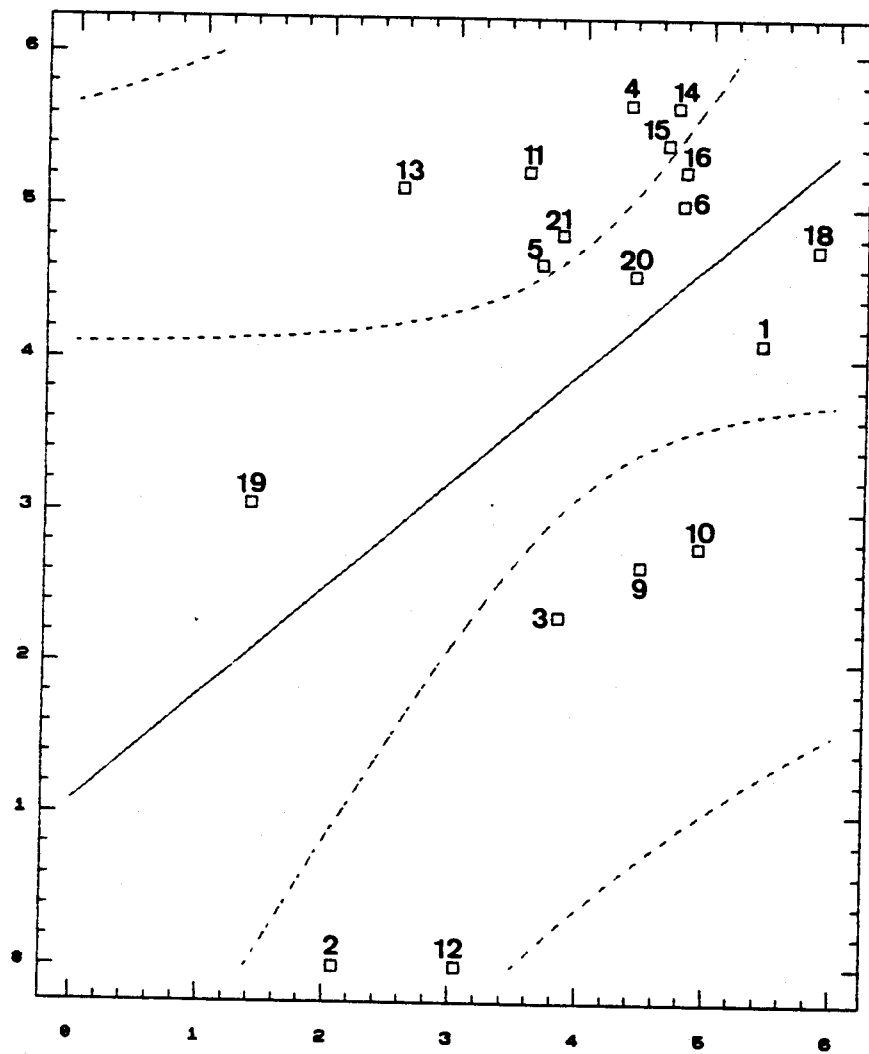
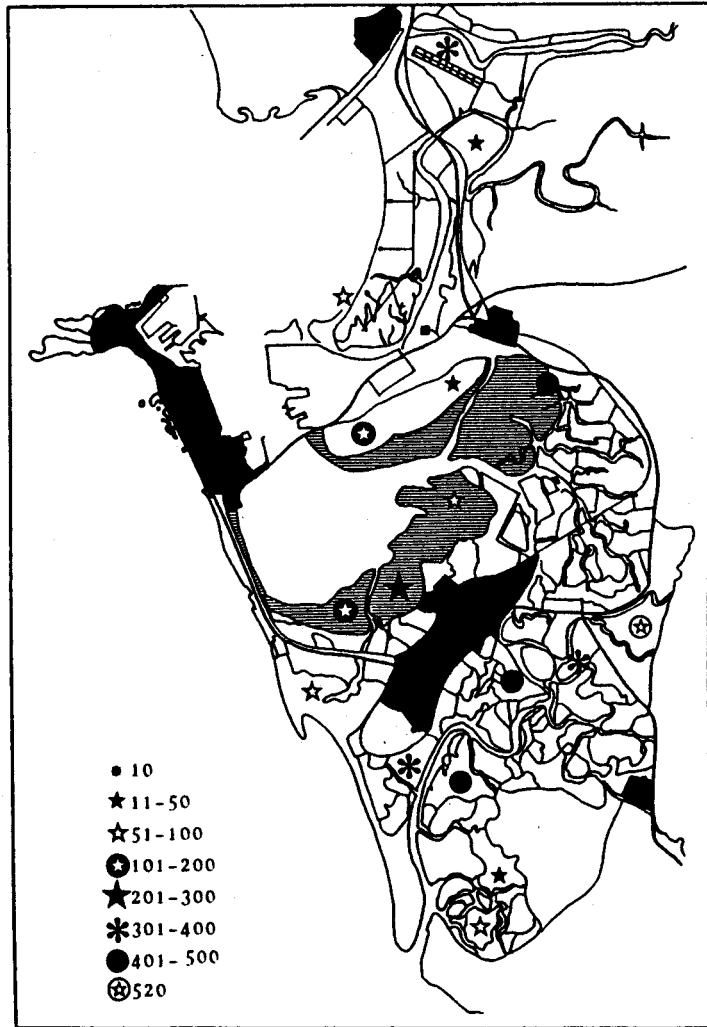
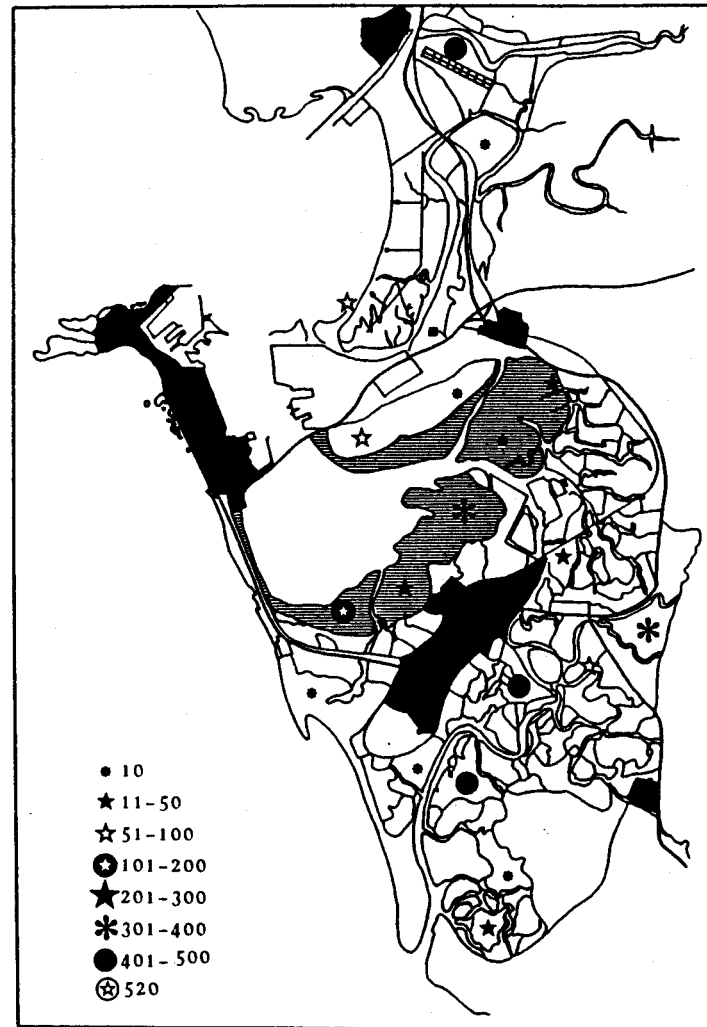


Figura 7.26.-

Mapas de distribución de *Charadrius alexandrinus*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86

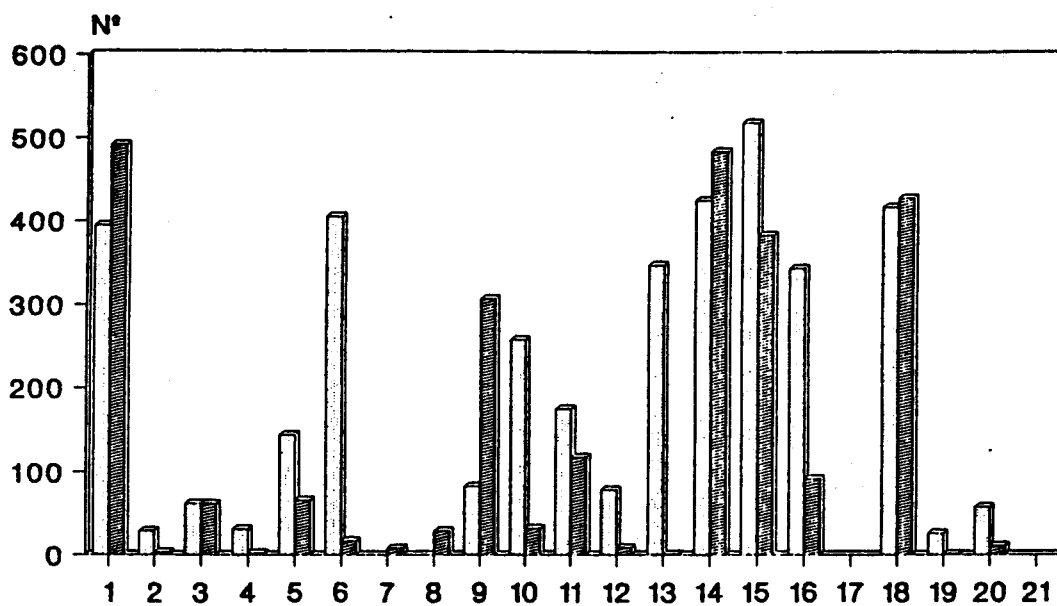


1990/91

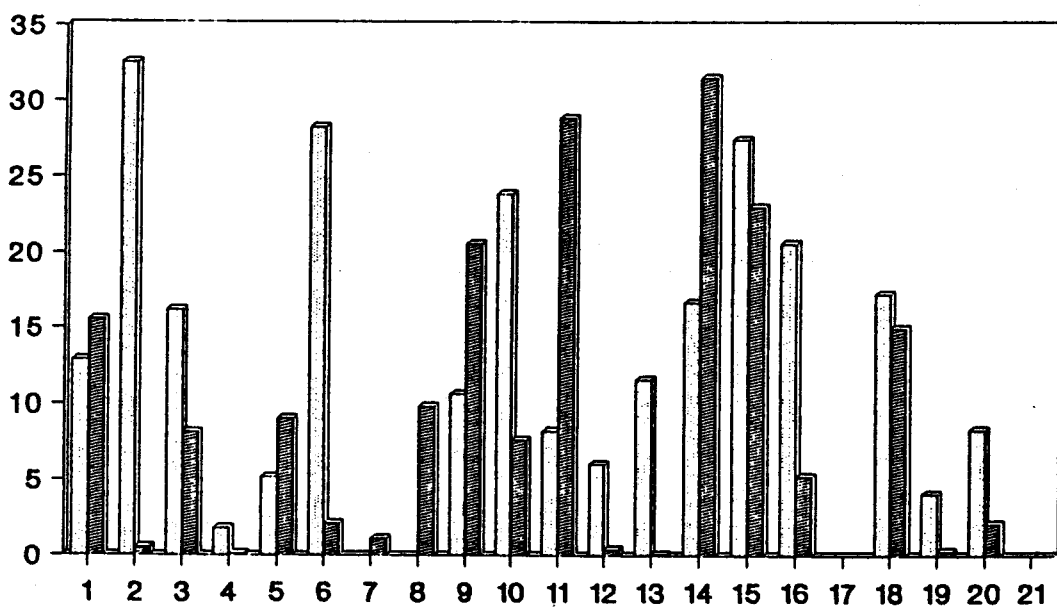
Charadrius alexandrinus

Figura 7.27.-

Variación del número de *Charadrius alexandrinus*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.



A Invierno 1985/86 Invierno 1990/91



B Invierno 1985/86 Invierno 1990/91

Figura 7.28.-

Variación de la población de *Charadrius alexandrinus*, en las 21 zonas estudiadas, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa)

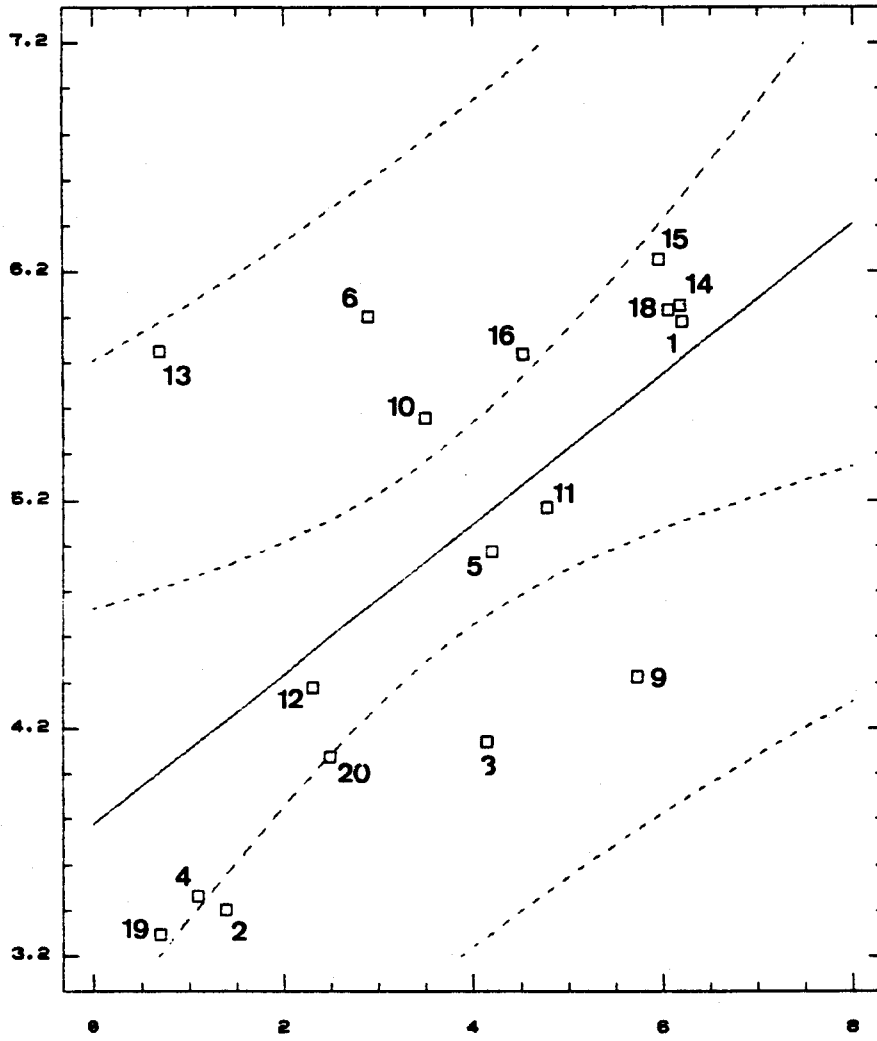
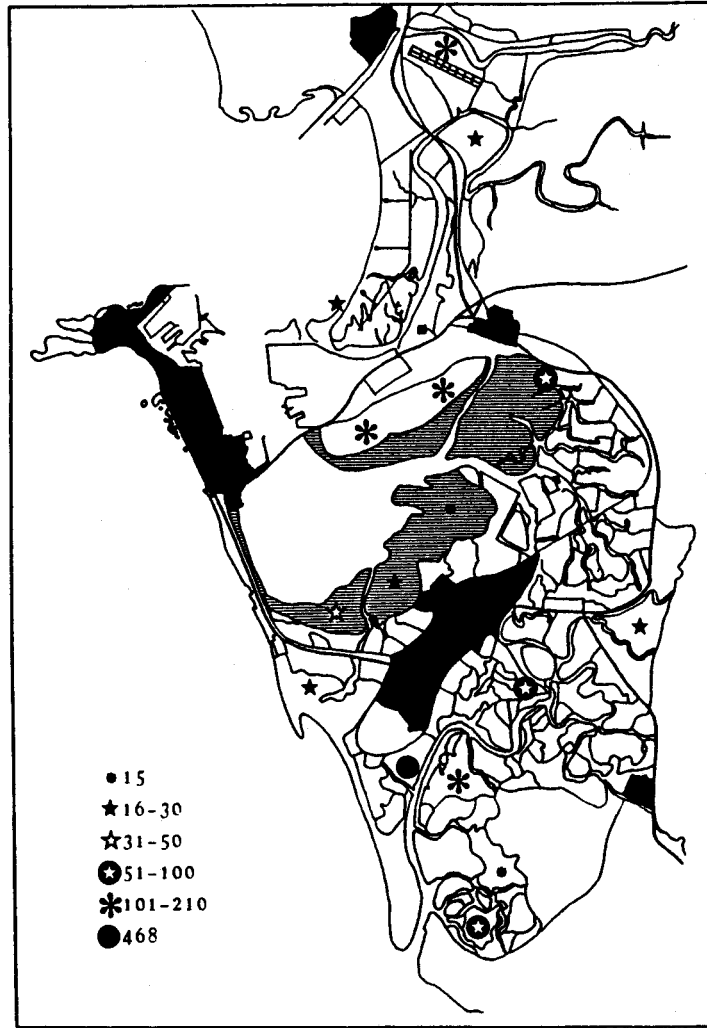


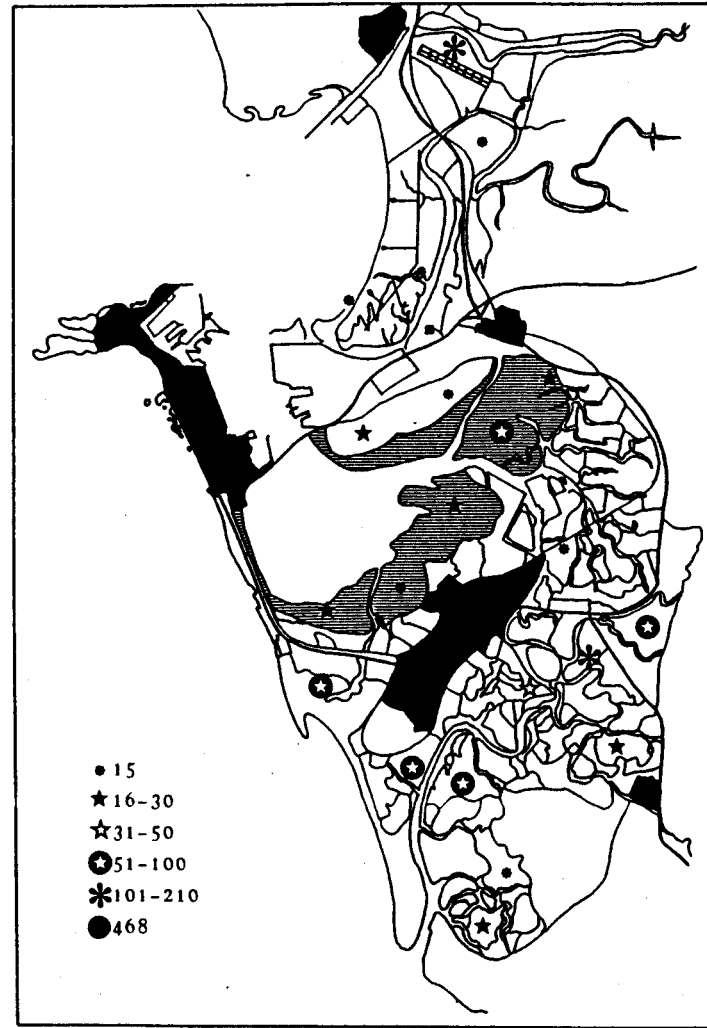
Figura 7.29.-

Mapas de distribución de *Pluvialis squatarola*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona





1985/86

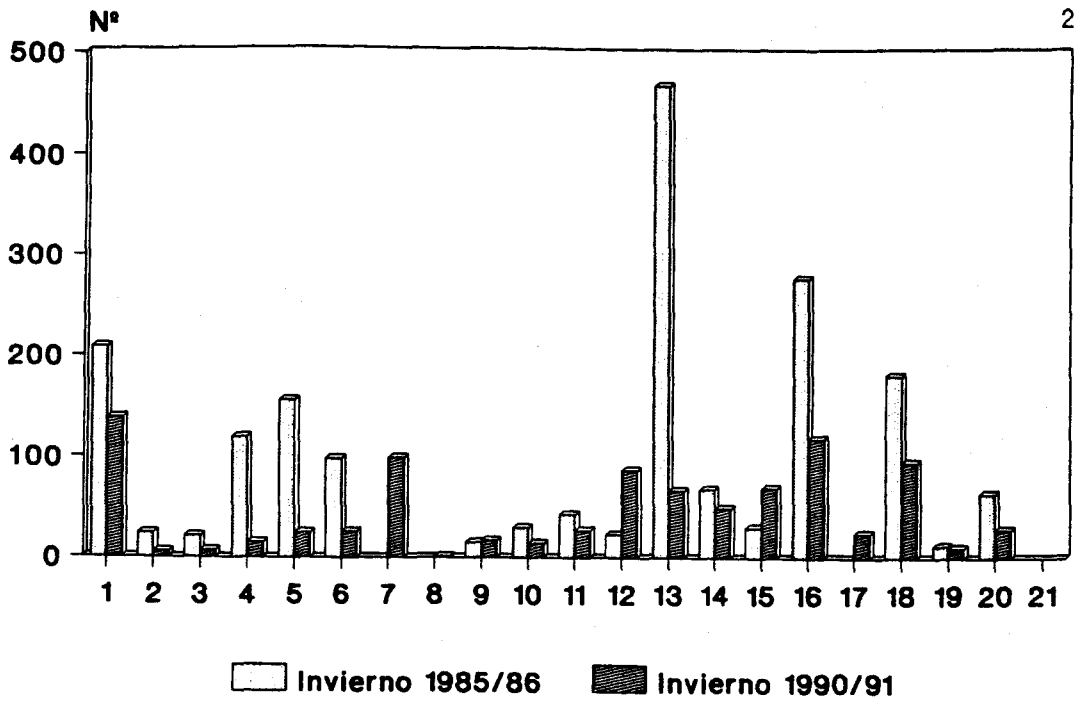


1990/91

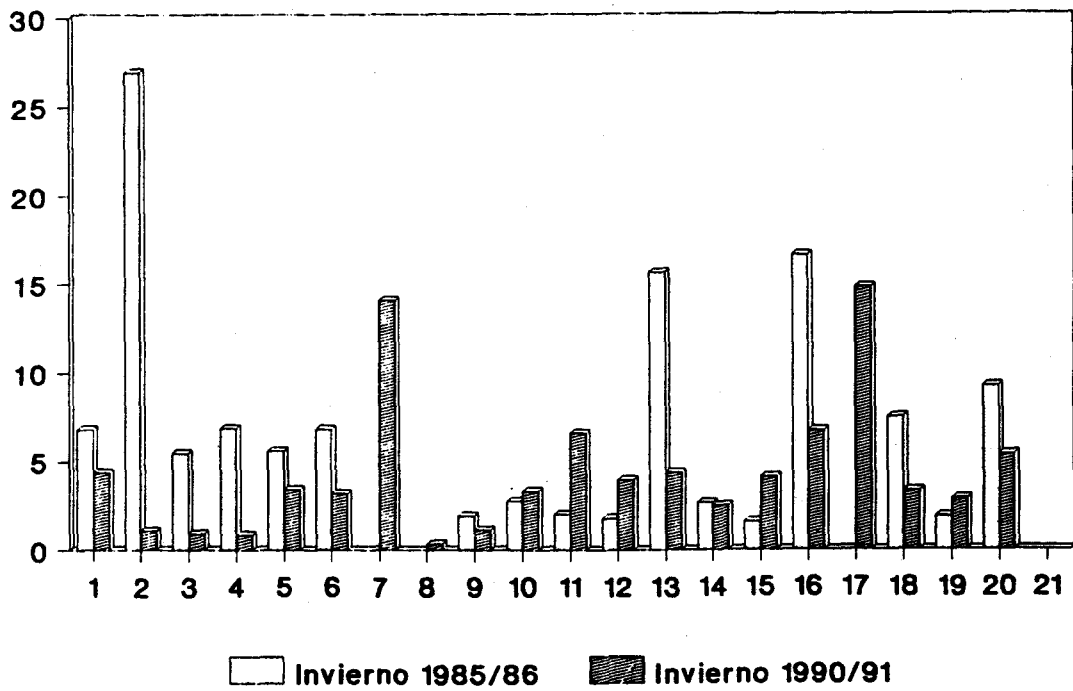
Pluvialis squatarola

Figura 7.30.-

Variación del número de *Pluvialis squatarola*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.



A



B

Figura 7.31.-

Variación de la población de *Pluvialis squatarola*, en las 21 zonas estudiadas, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa)

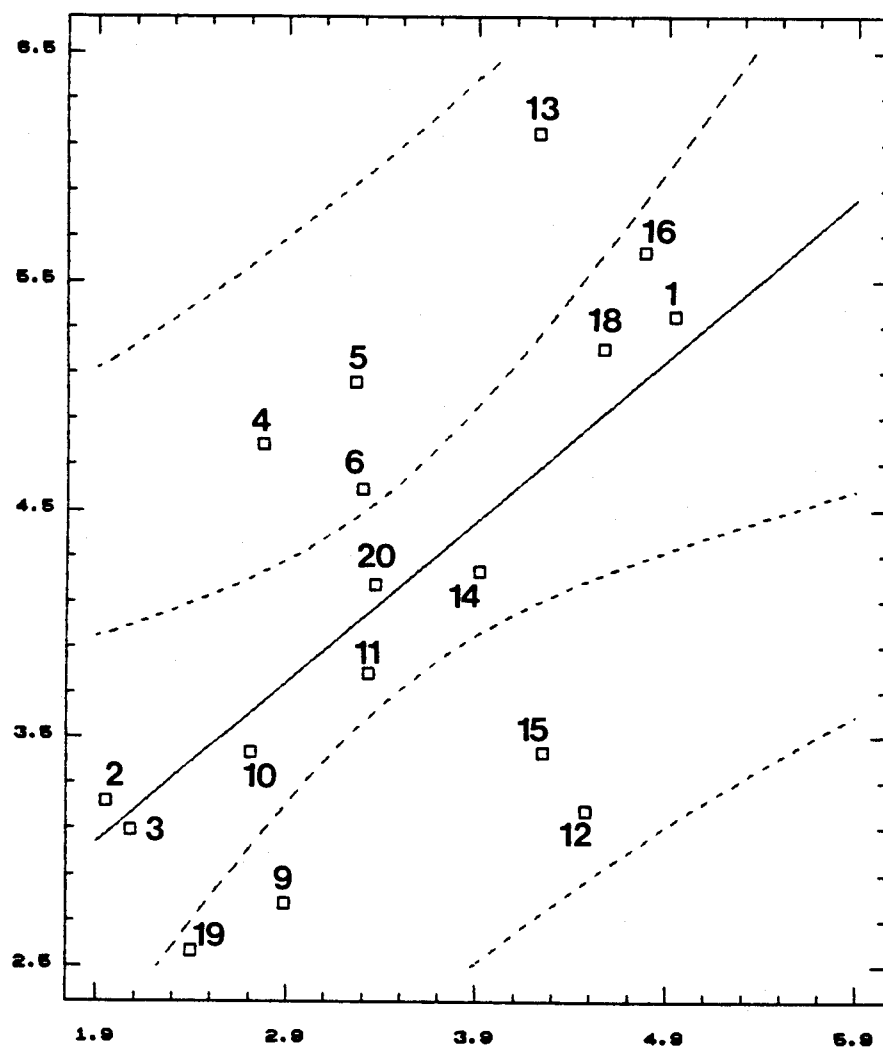
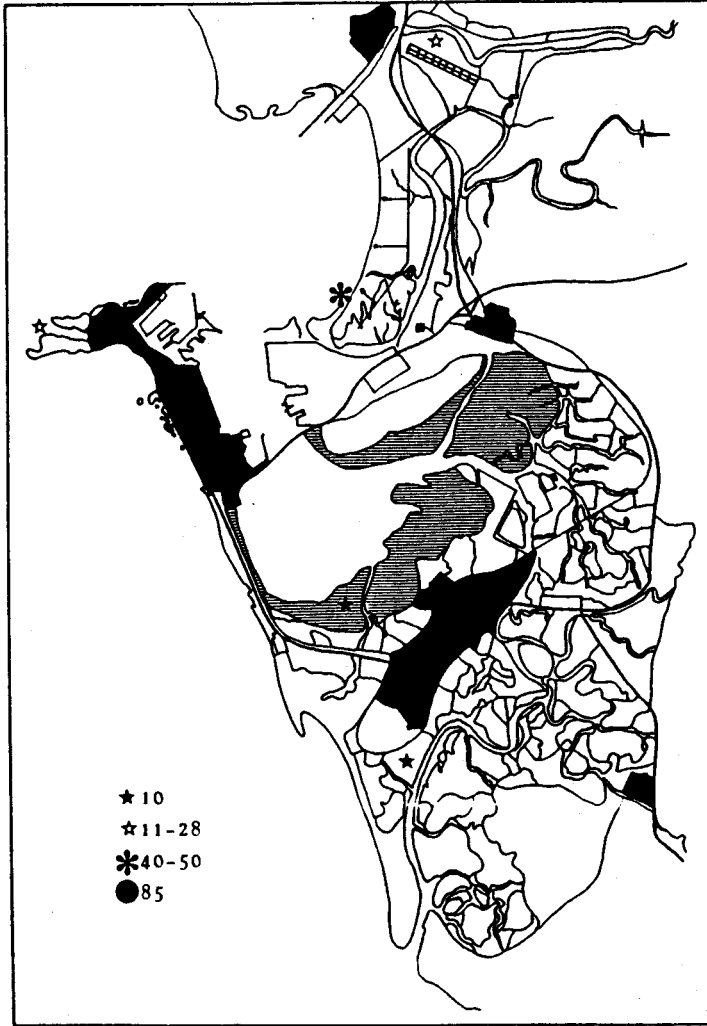
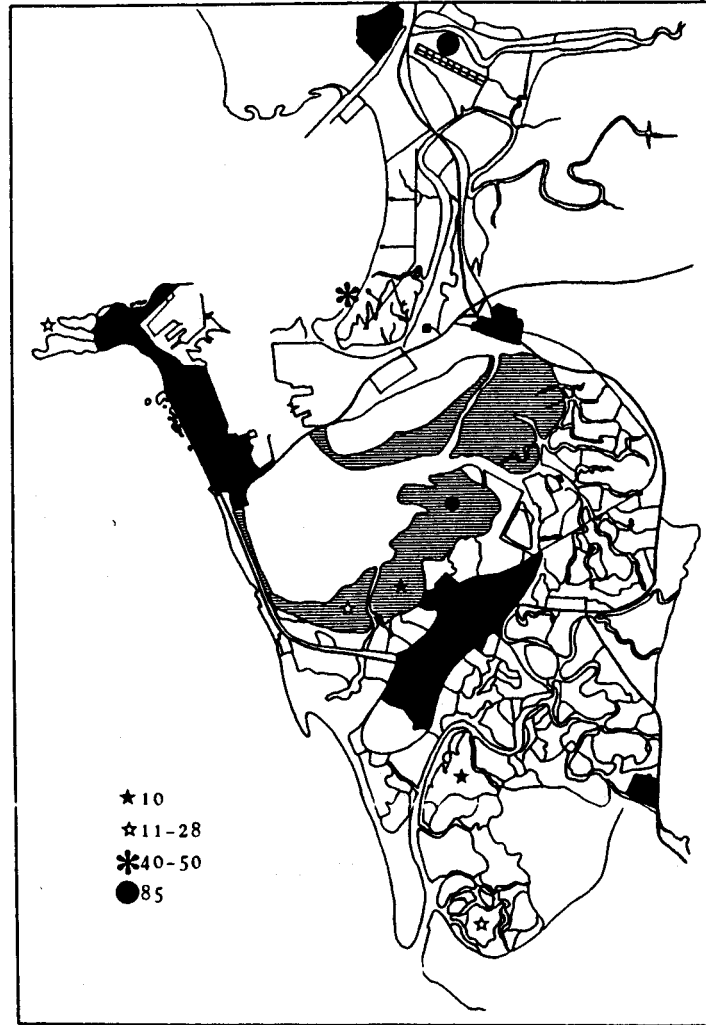


Figura 7.32.-

Mapas de distribución de *Calidris alba*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Calidris alba

Figura 7.33.-

Variación del número de *Calidris alba*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

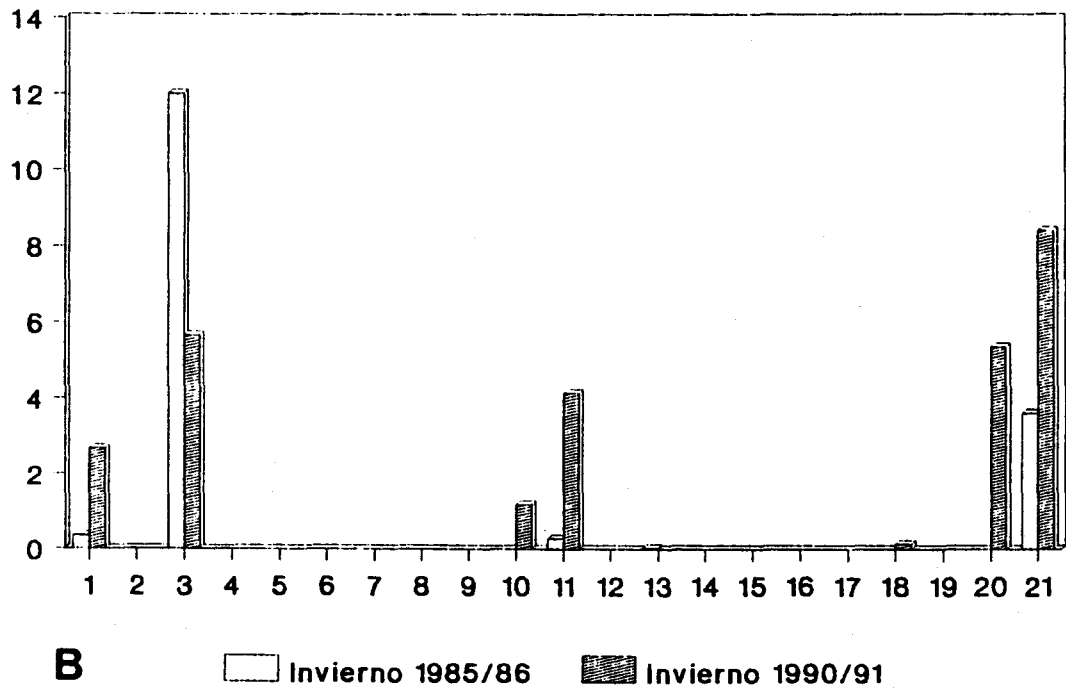
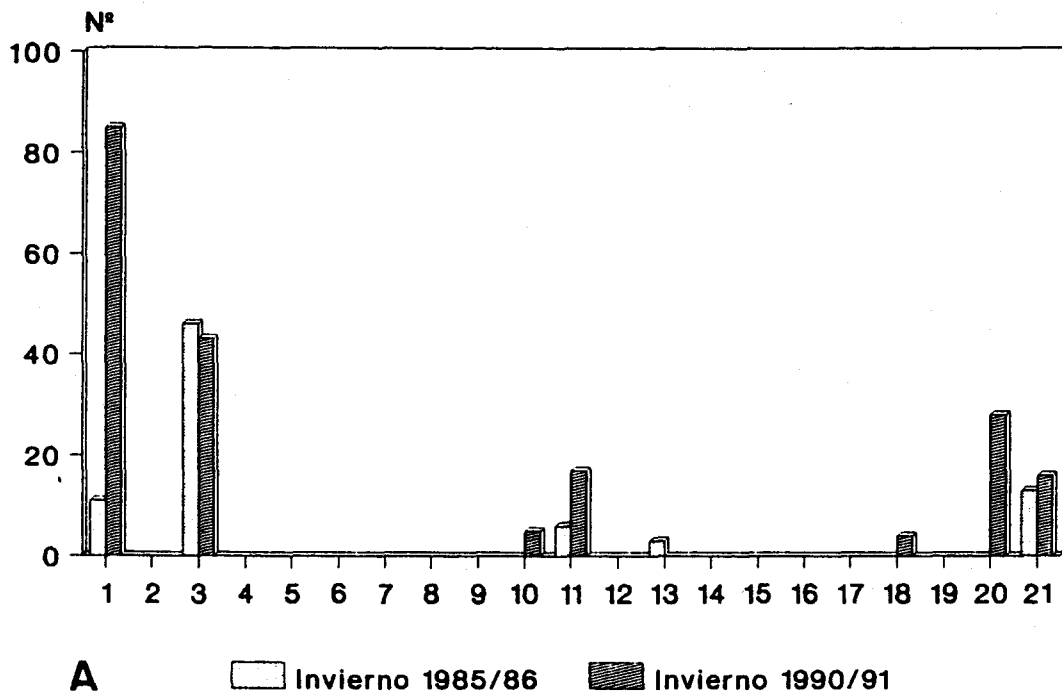


Figura 7.34.-

Variación de la población de *Calidris alba*, en las 21 zonas estudiadas, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa)

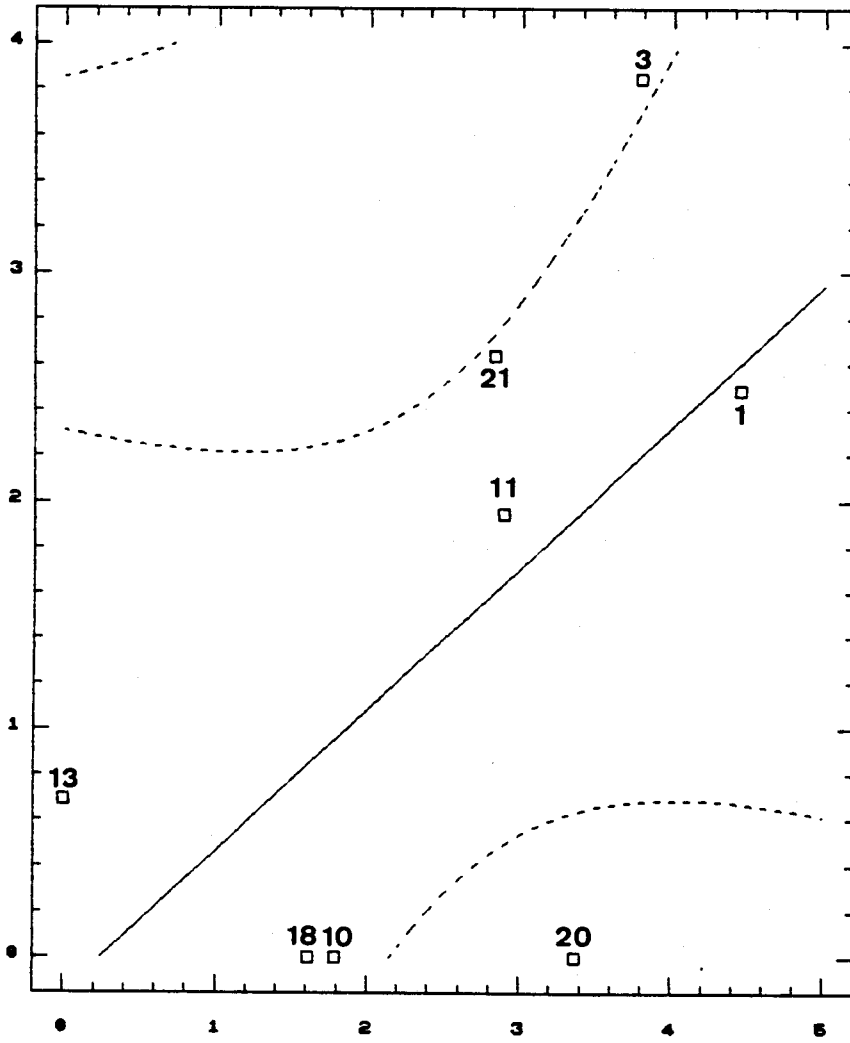
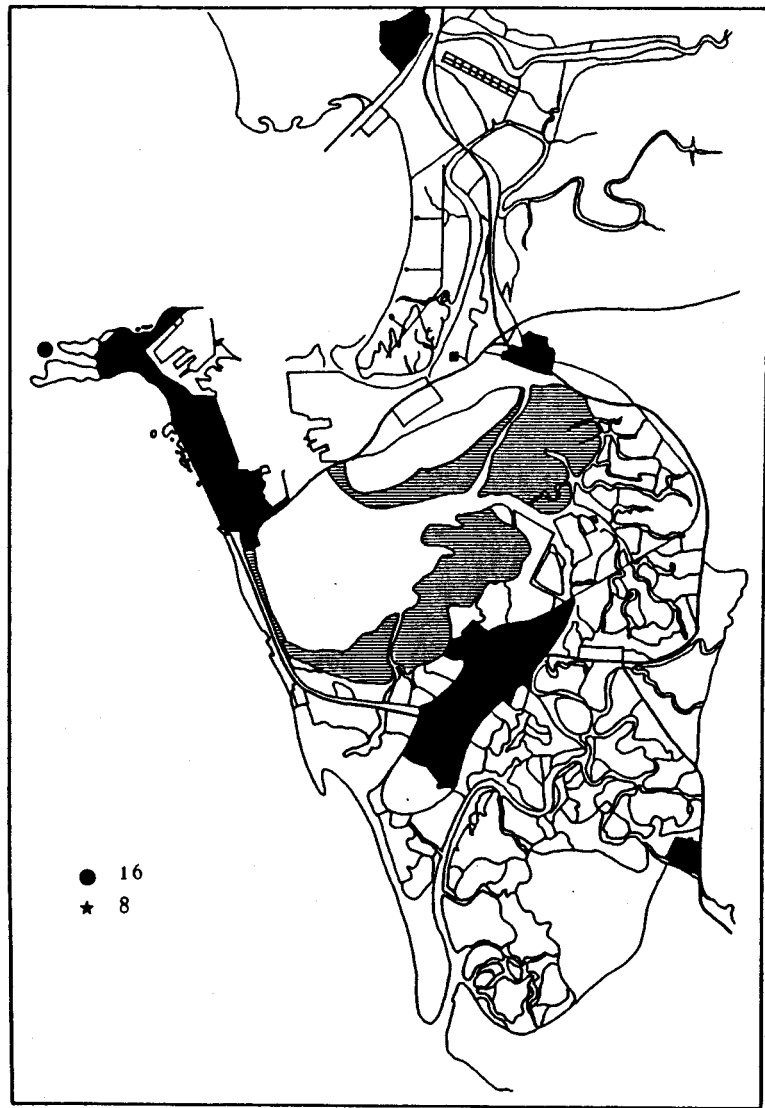
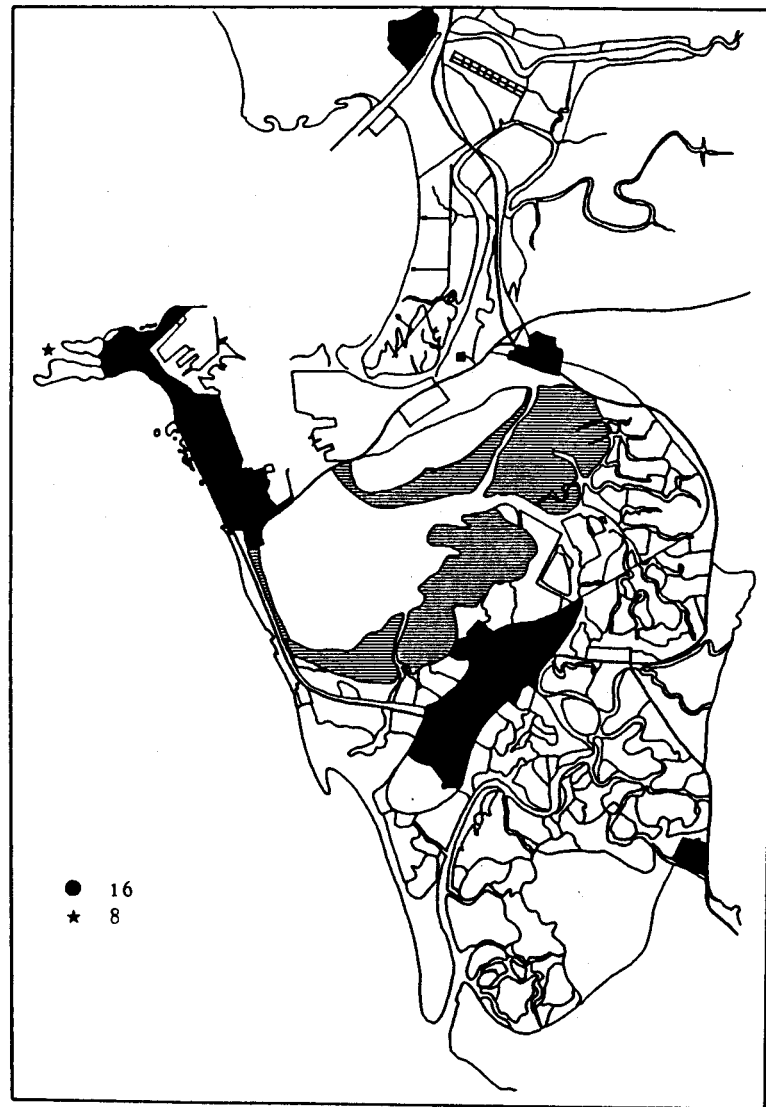


Figura 7.35.-

Mapas de distribución de *Calidris maritima*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86

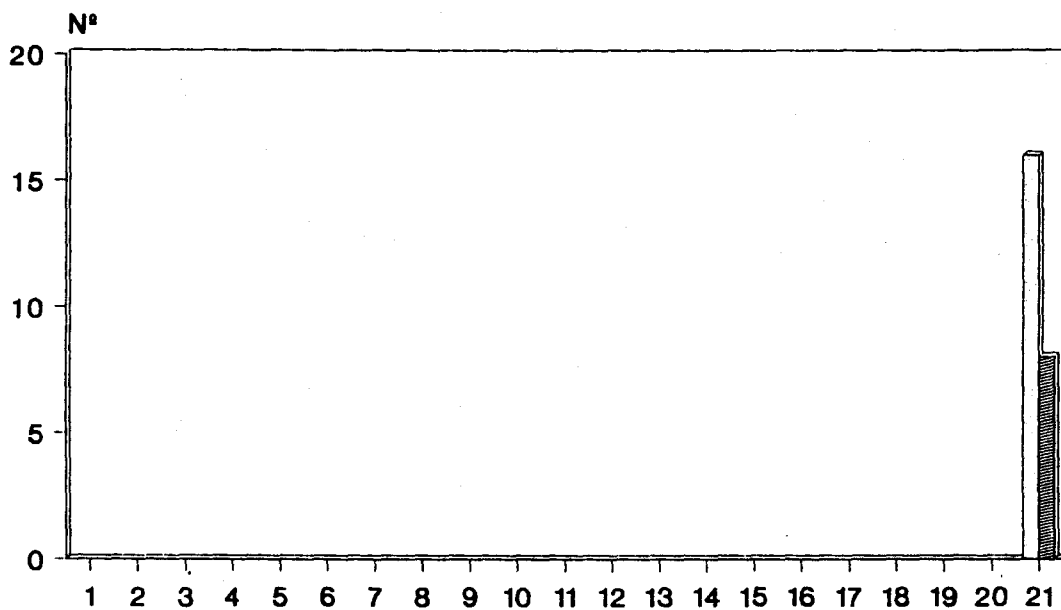


1990/91

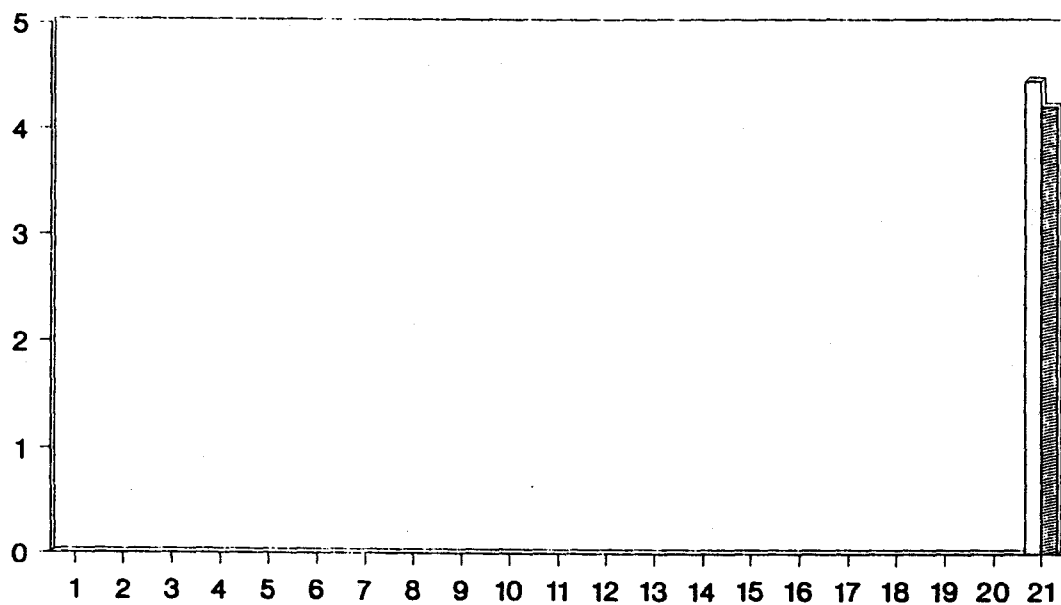
Calidris maritima

Figura 7.36.-

Variación del número de *Calidris maritima*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.



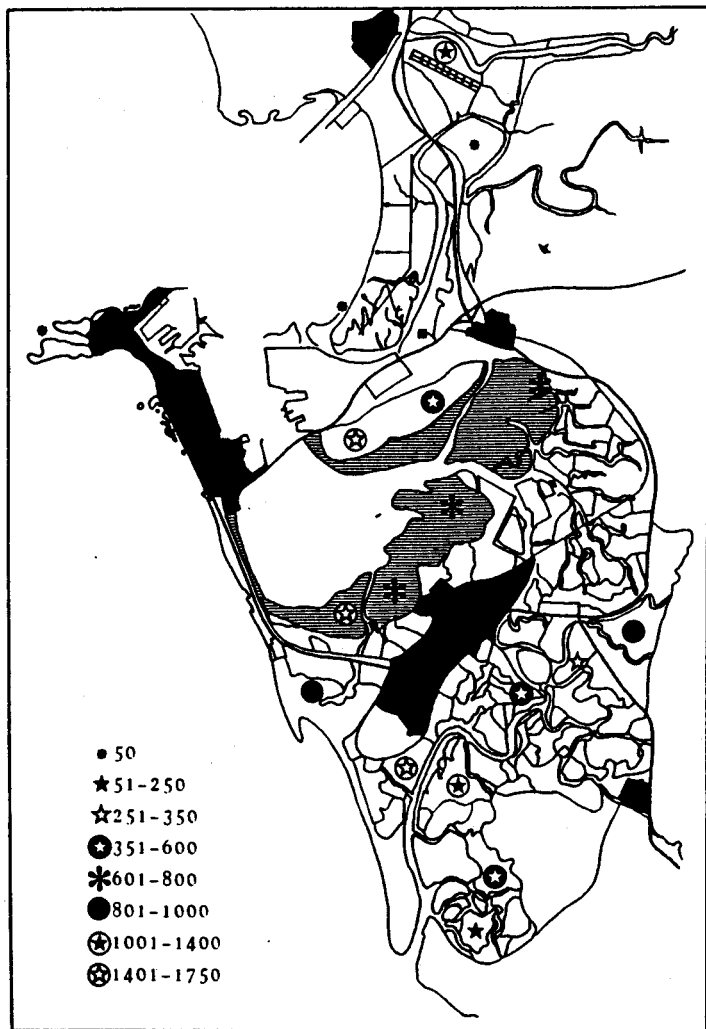
A Invierno 1985/86 Invierno 1990/91



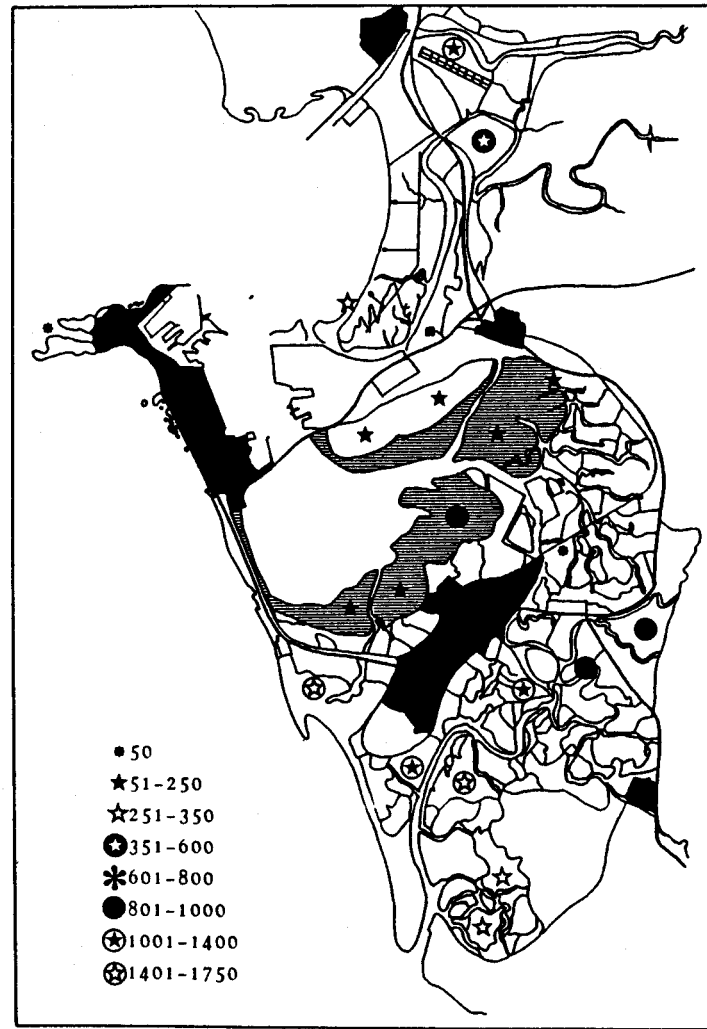
B Invierno 1985/86 Invierno 1990/91

Figura 7.37.-

Mapas de distribución de *Calidris alpina*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86

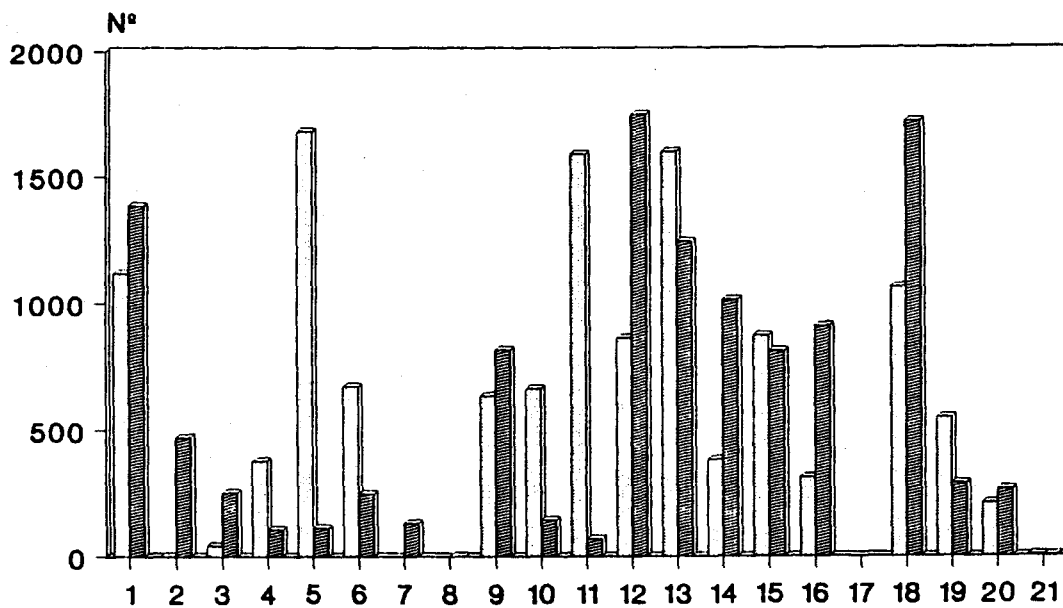


1990/91

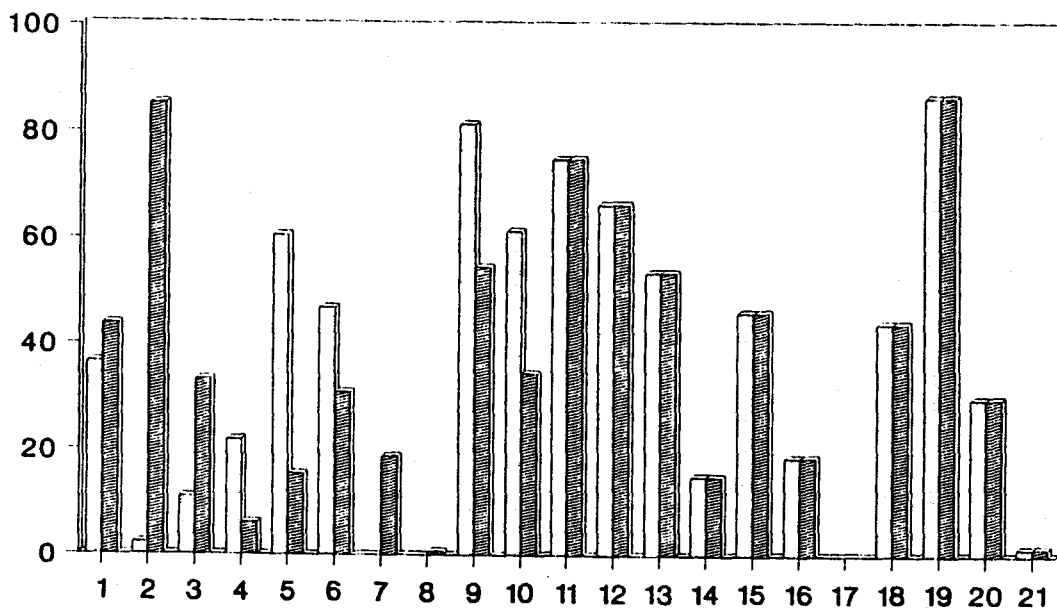
Calidris alpina

Figura 7.38.-

Variación del número de *Calidris alpina*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.



A □ Invierno 1985/86 ▨ Invierno 1990/91



B □ Invierno 1985/86 ▨ Invierno 1990/91

Figura 7.39.-

Variación de la población de *Calidris alpina*, en las 21 zonas estudiadas, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa)

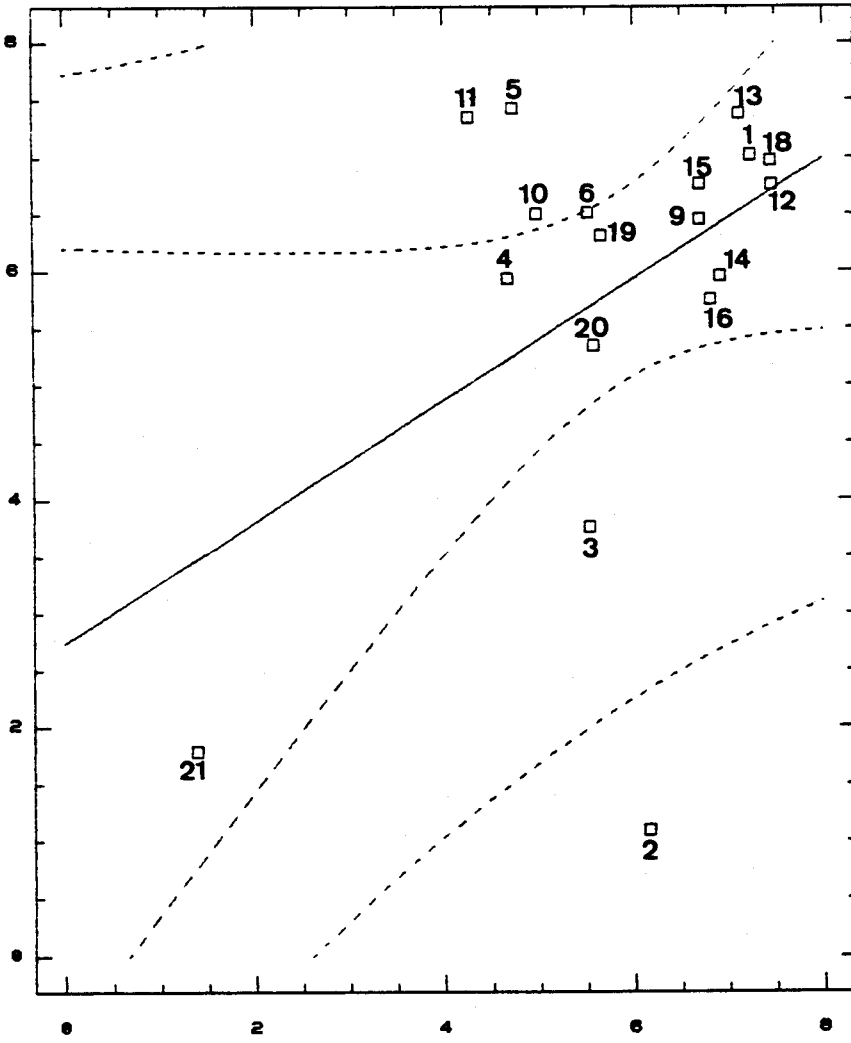
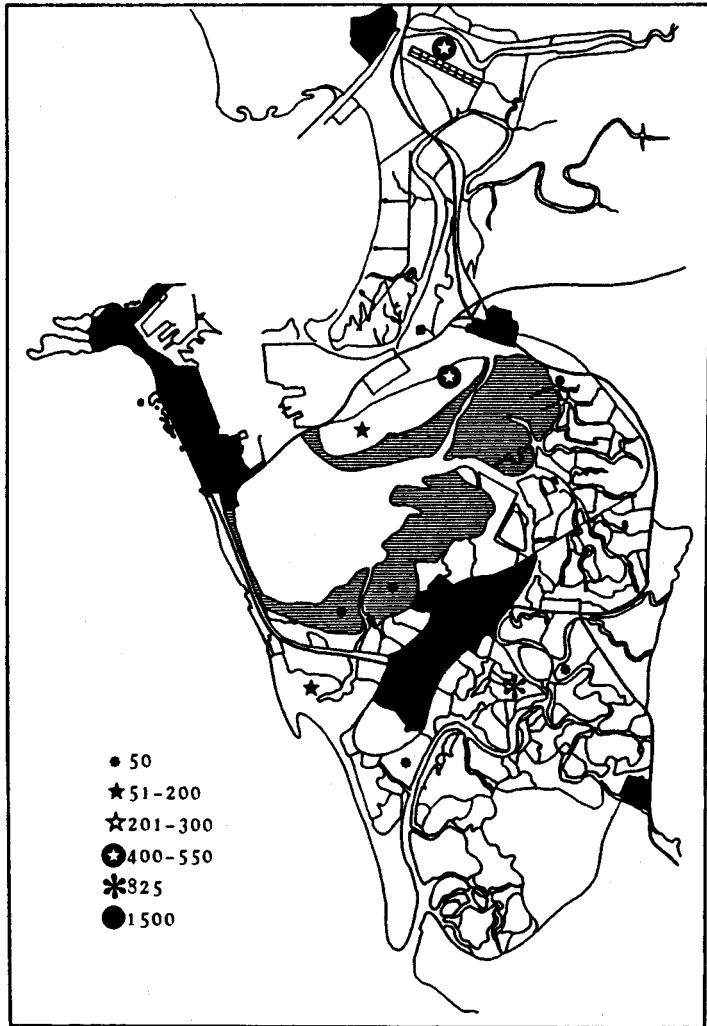
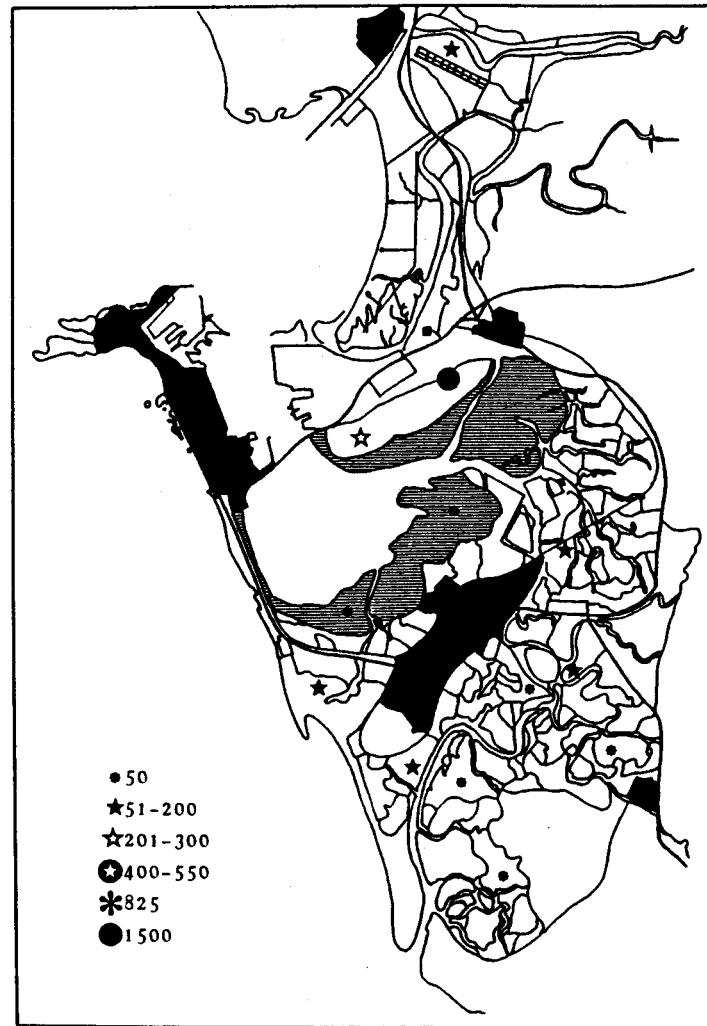


Figura 7.40.-

Mapas de distribución de *Limosa limosa*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Limosa limosa

Figura 7.41.-

Variación del número de *Limosa limosa*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

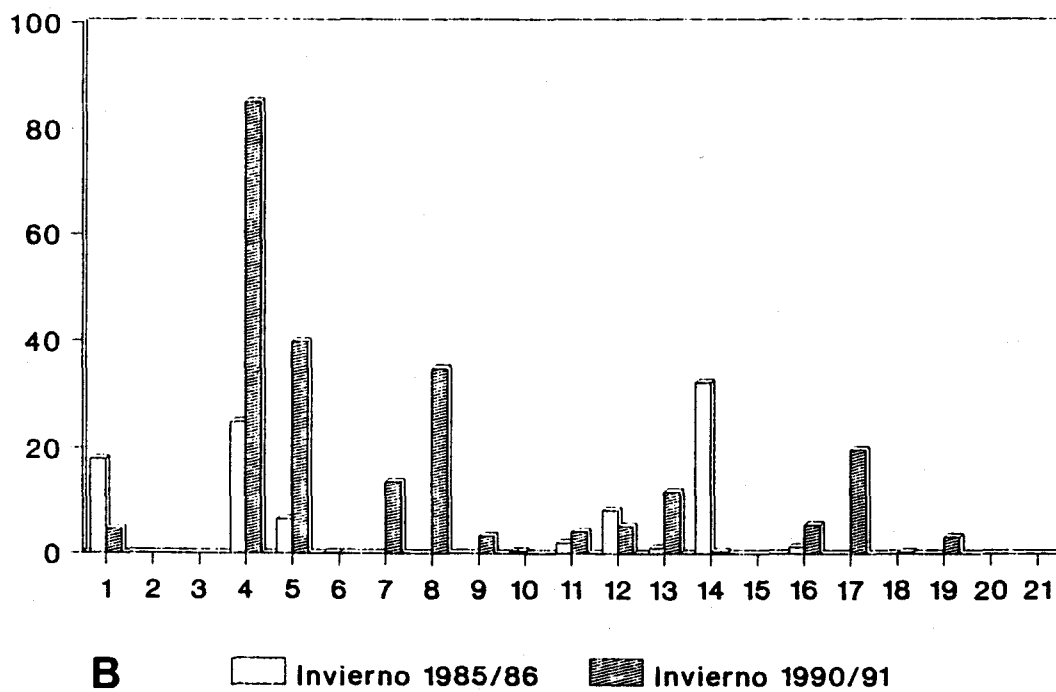
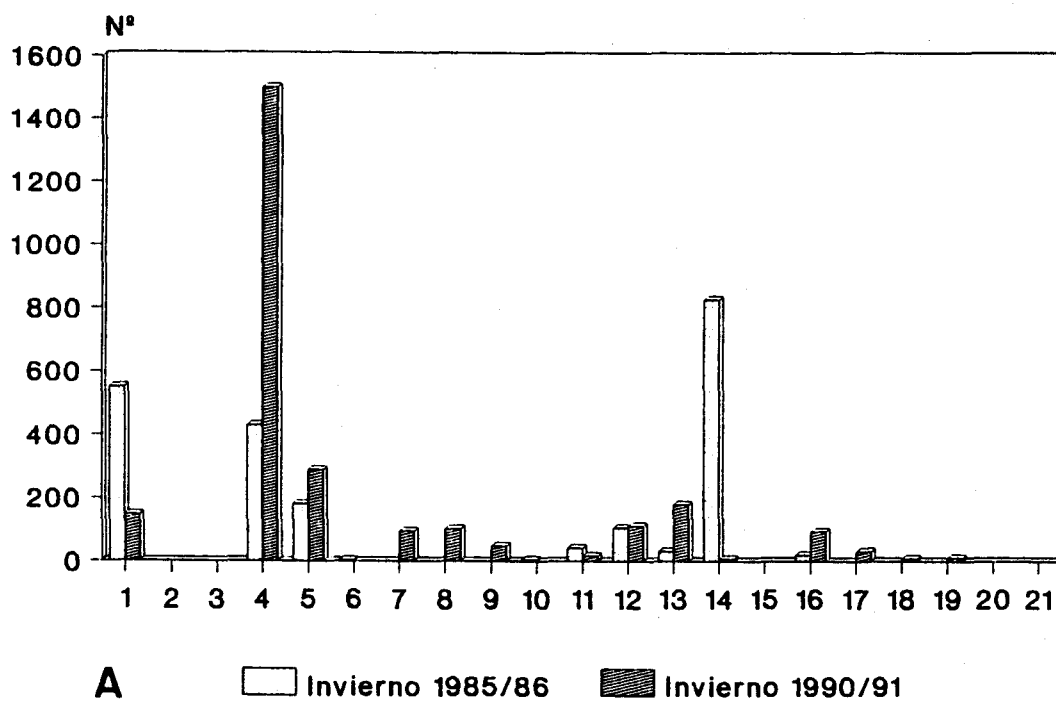


Figura 7.42.-

Variación de la población de *Limosa limosa*, en las 21 zonas estudiadas, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa)

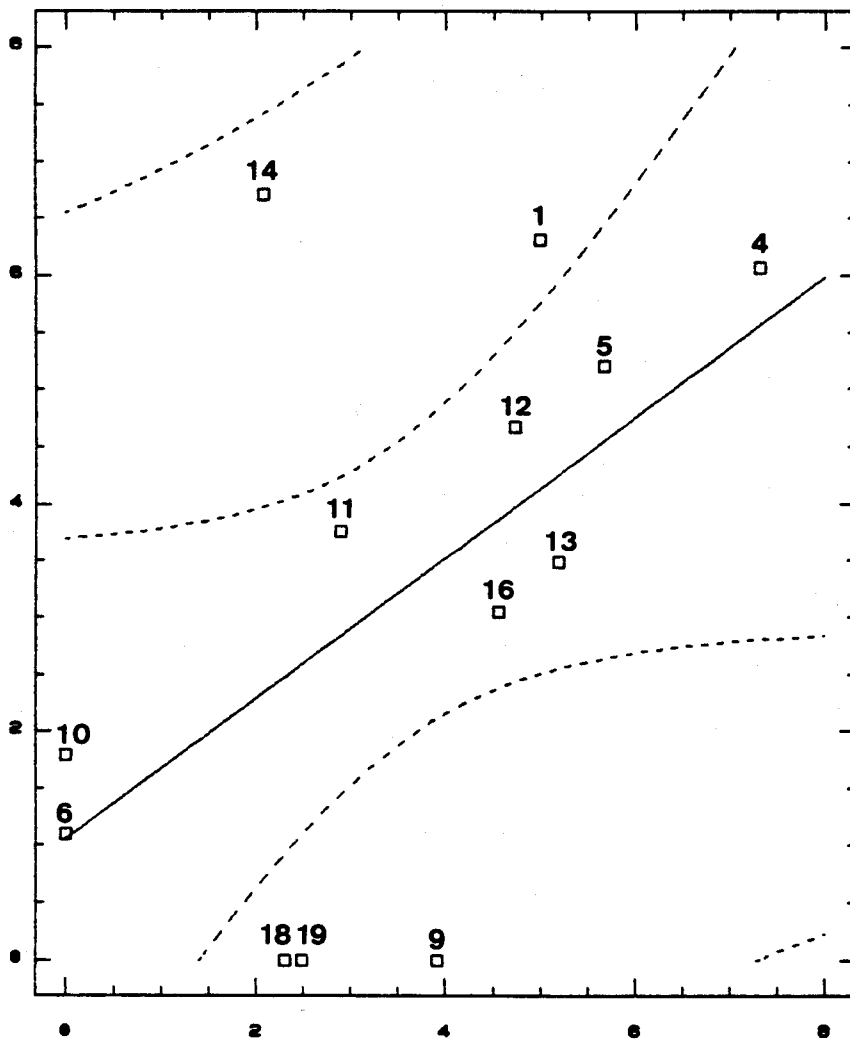
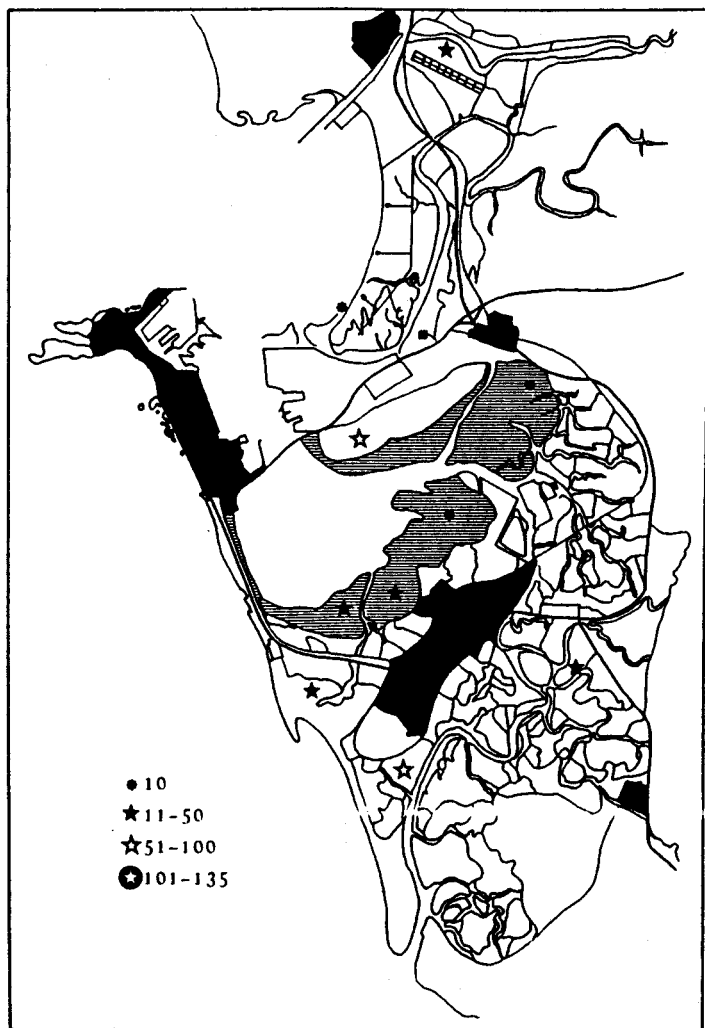
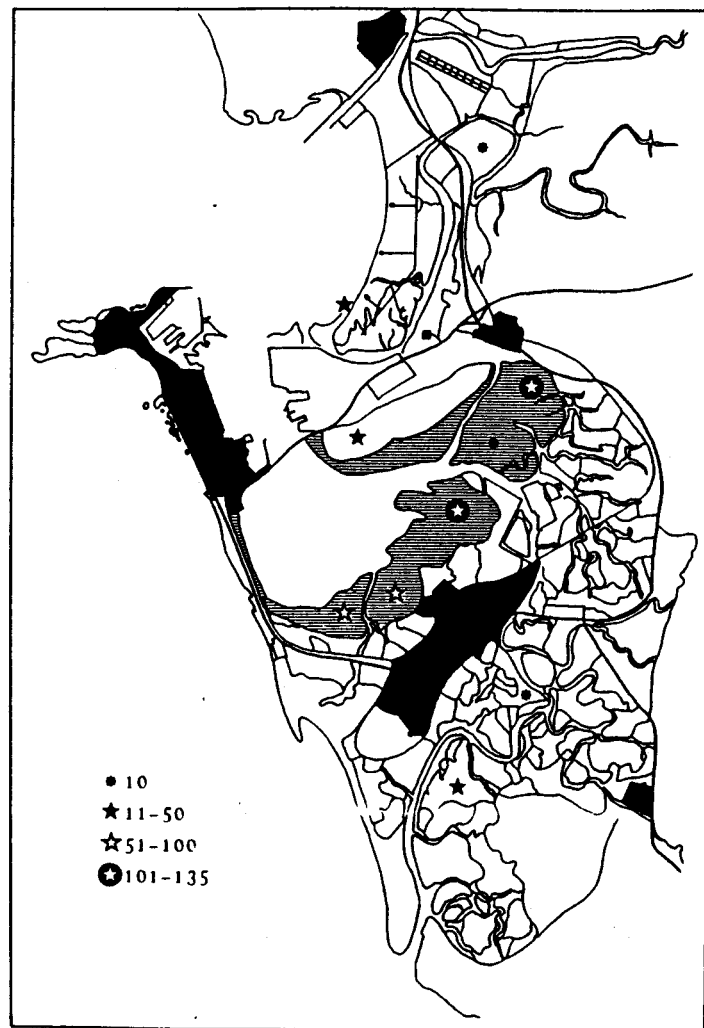


Figura 7.43.-

Mapas de distribución de *Limosa lapponica*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Limosa lapponica

Figura 7.44.-

Variación del número de *Limosa lapponica*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

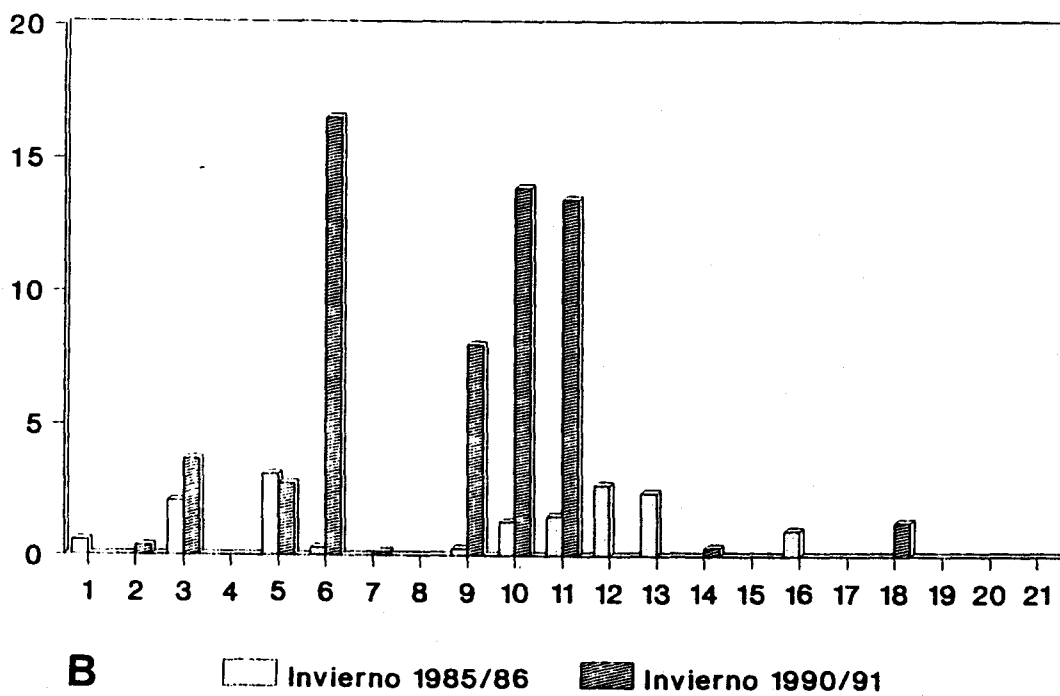
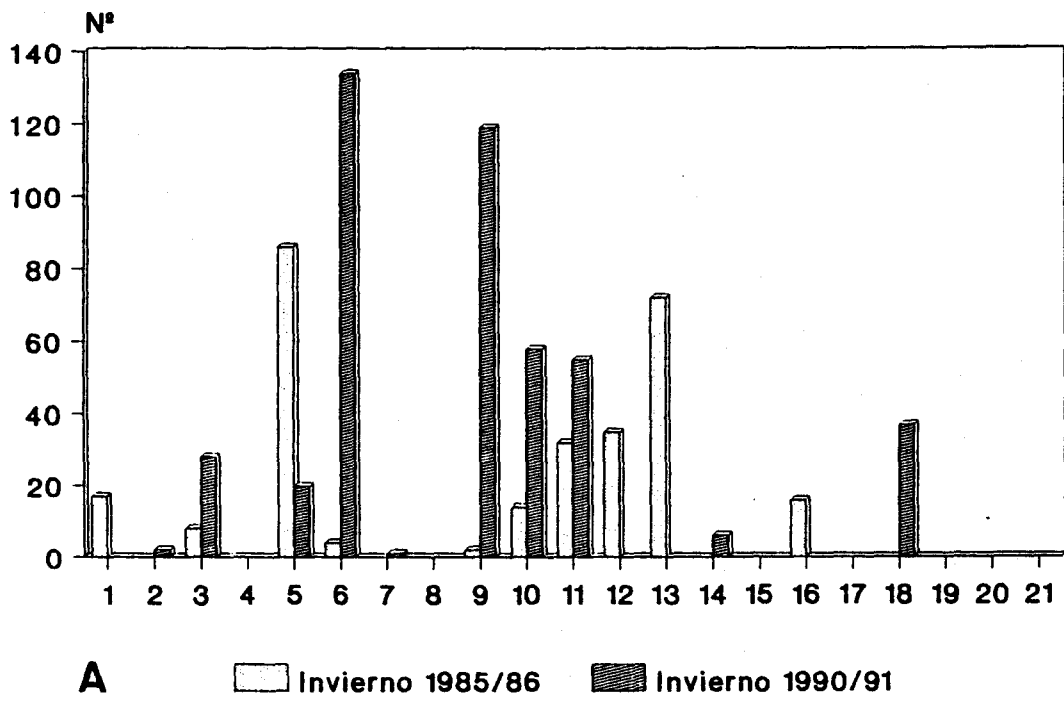
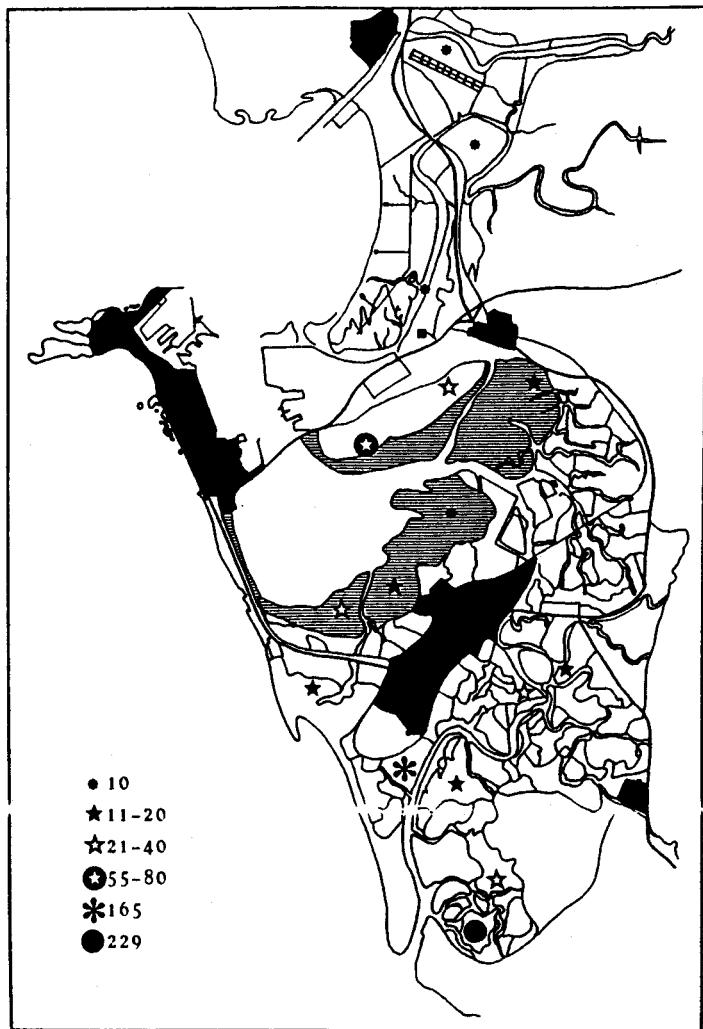
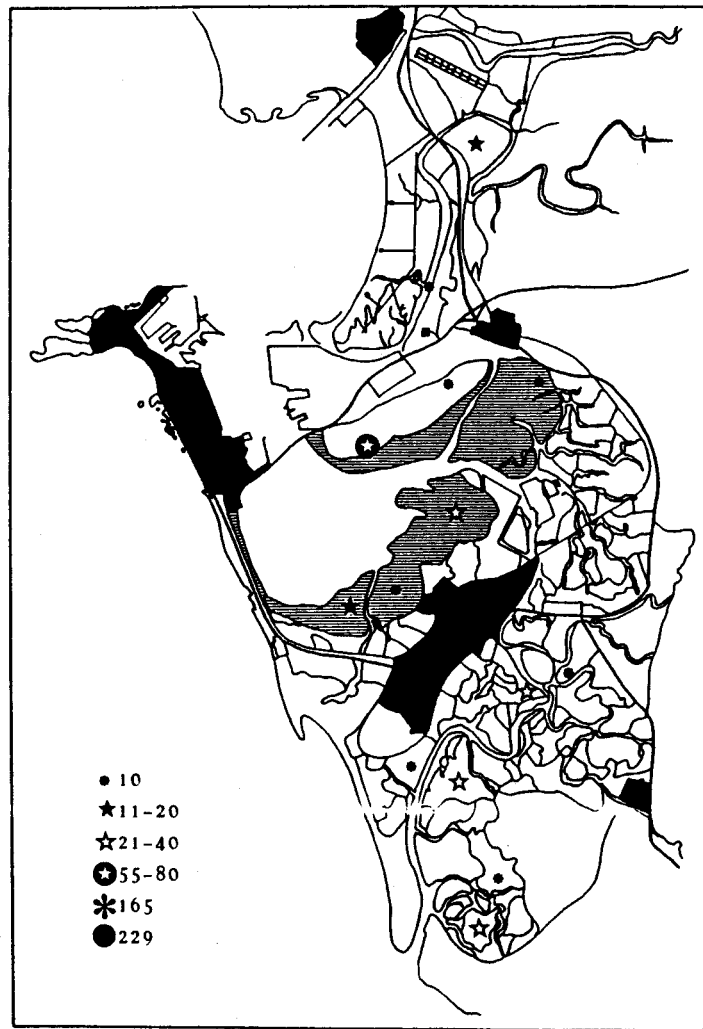


Figura 7.45.-

Mapas de distribución de *Numenius arquata*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Numenius arquata

Figura 7.46.-

Variación del número de *Numenius arquata*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.



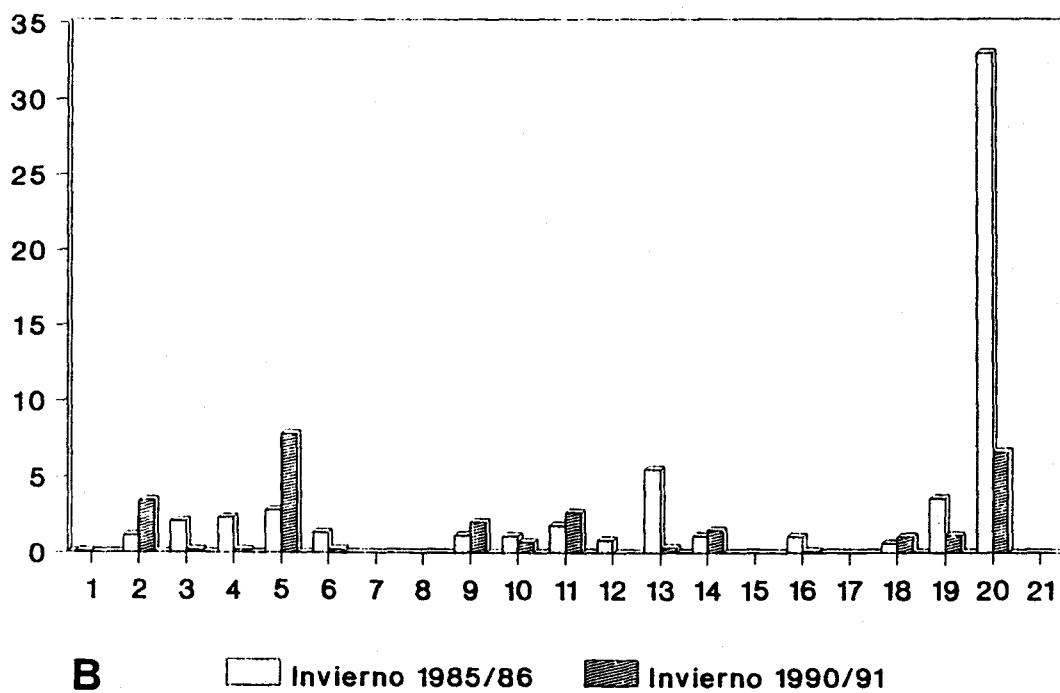
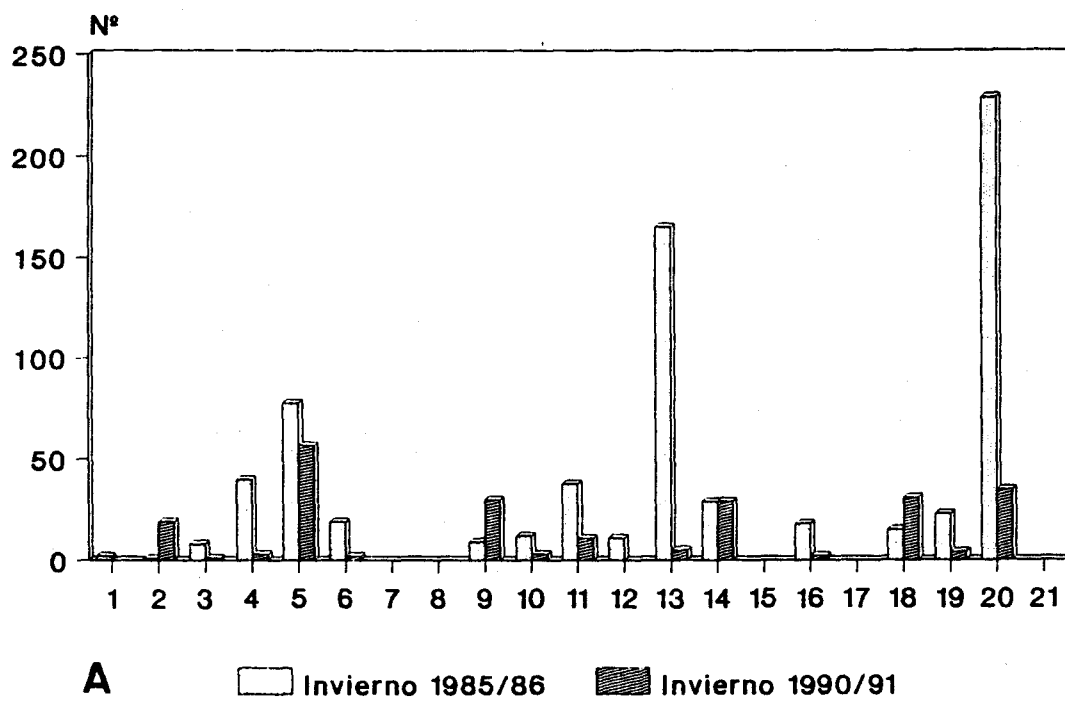


Figura 7.47.-

Mapas de distribución de *Numenius phaeopus*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Numenius phaeopus

Figura 7.48.-

Variación del número de *Numenius phaeopus*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

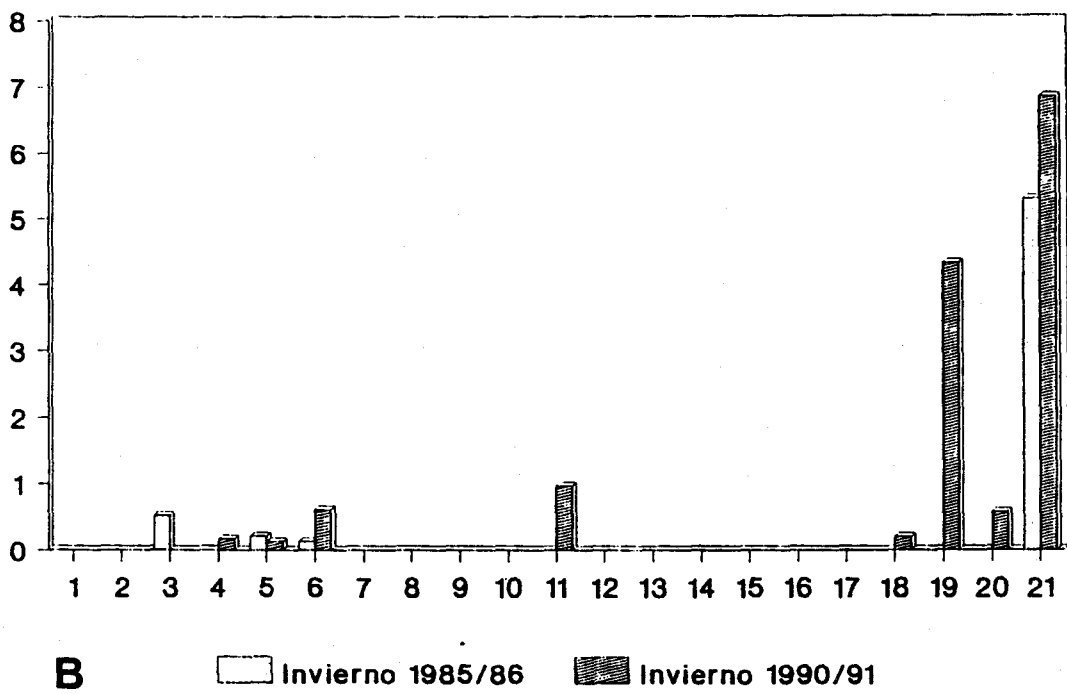
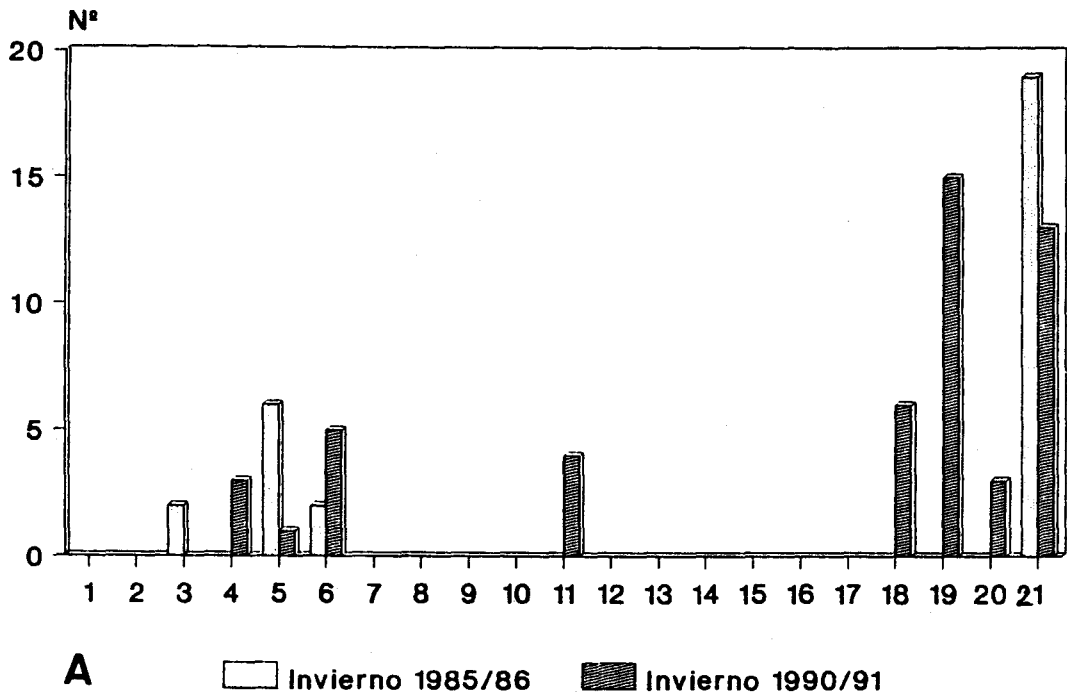
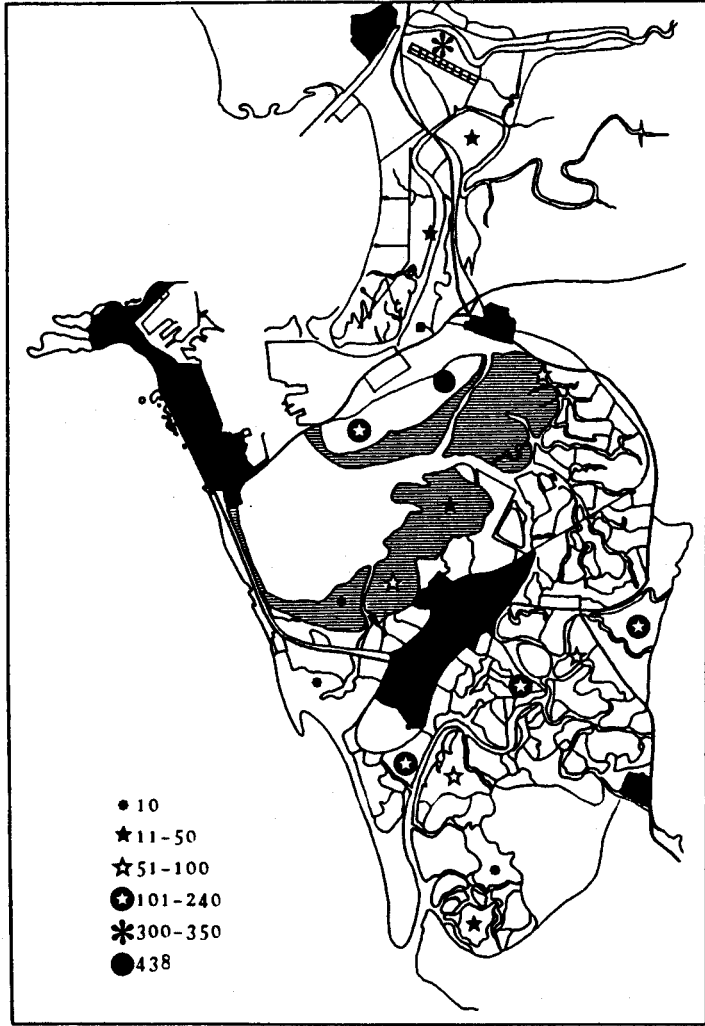
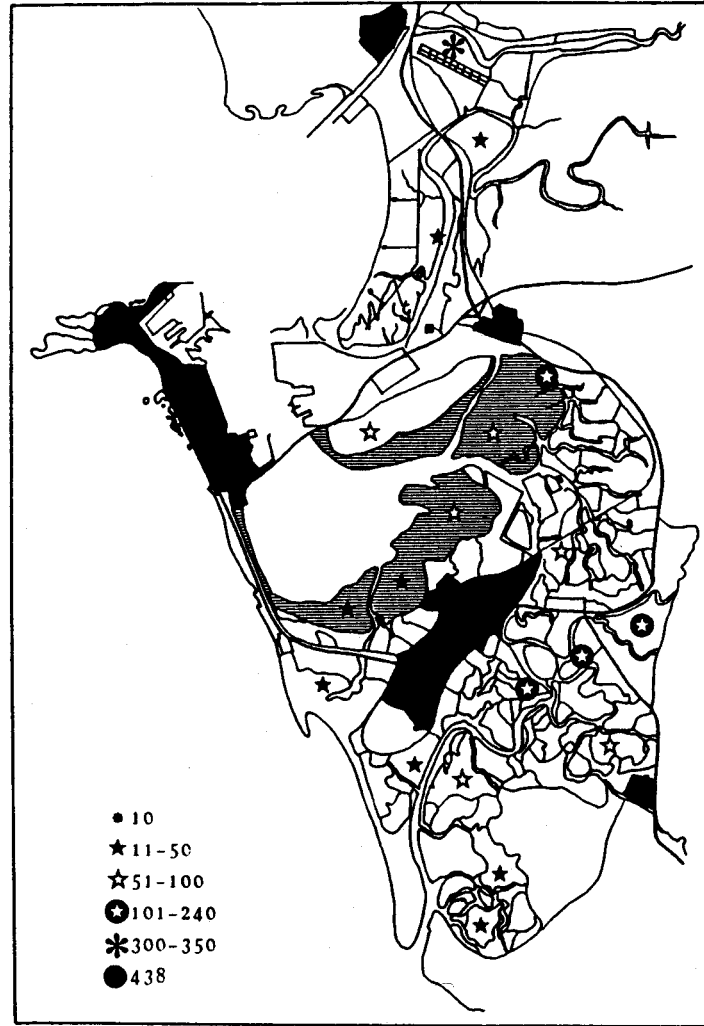


Figura 7.49.-

Mapas de distribución de *Tringa totanus*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Tringa totanus

Figura 7.50.-

Variación del número de *Tringa totanus*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.

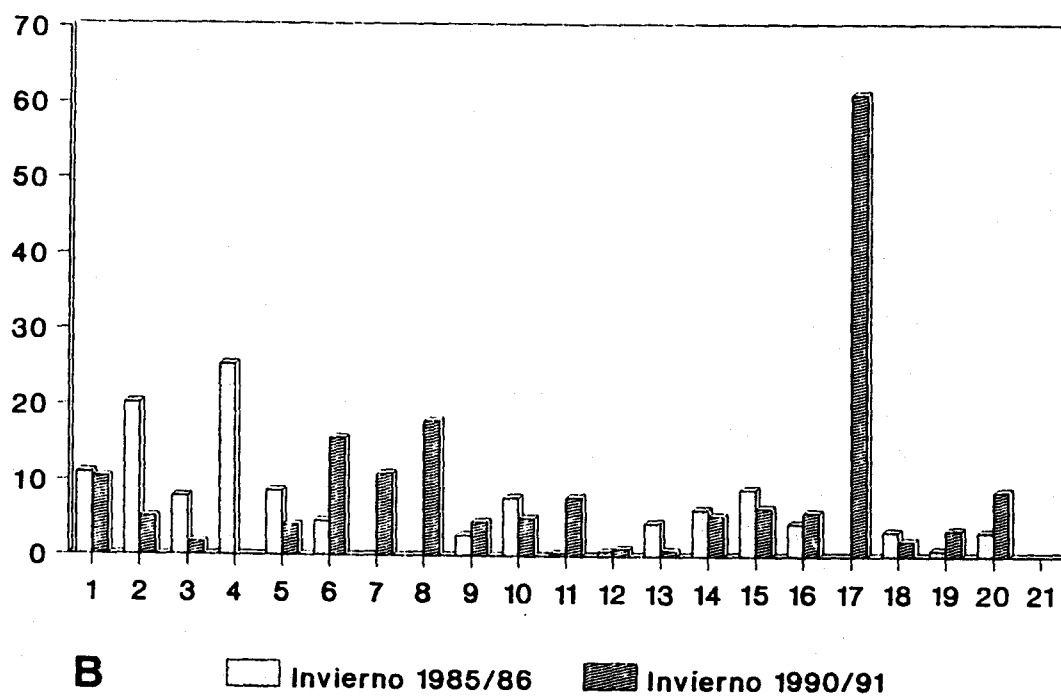
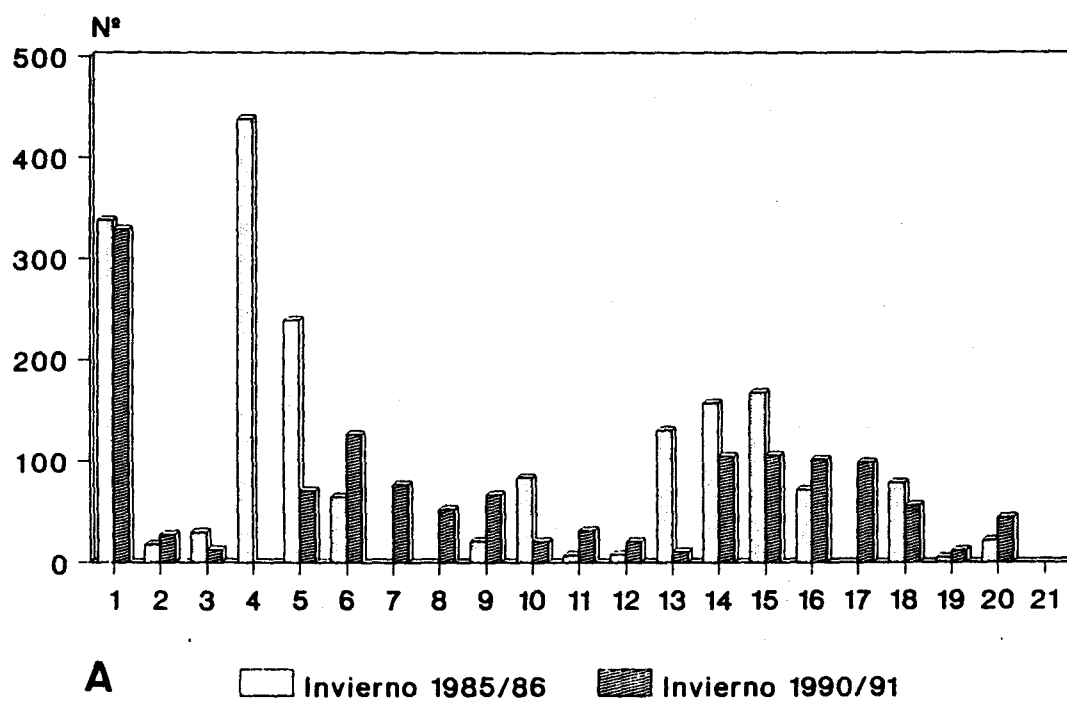
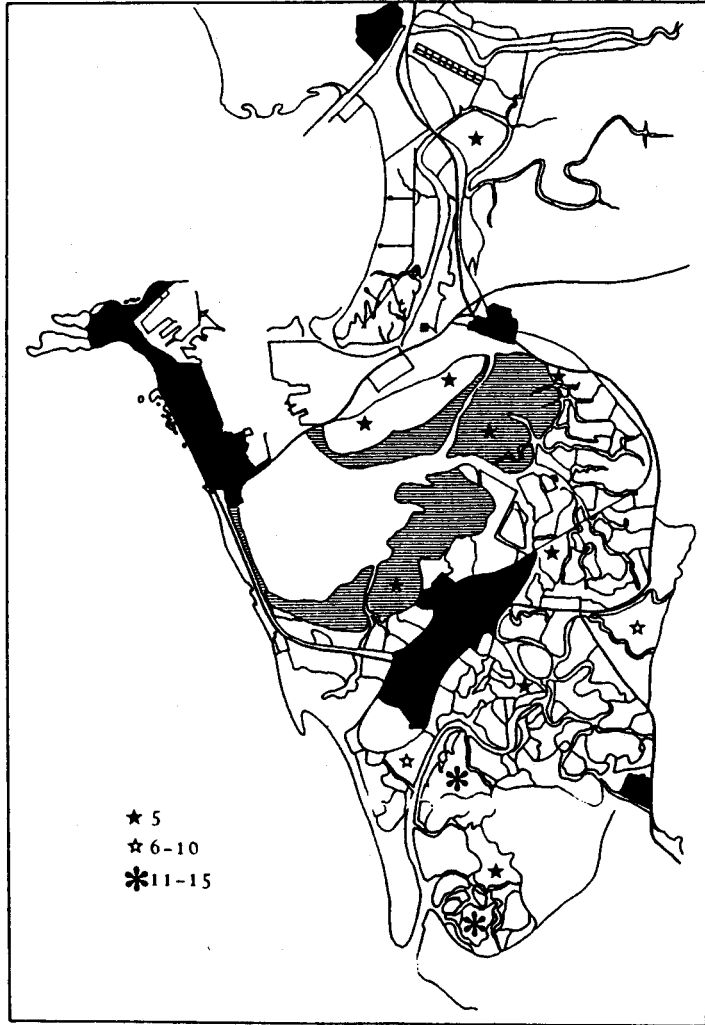


Figura 7.51.-

Mapas de distribución de *Actitis hypoleucos*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86

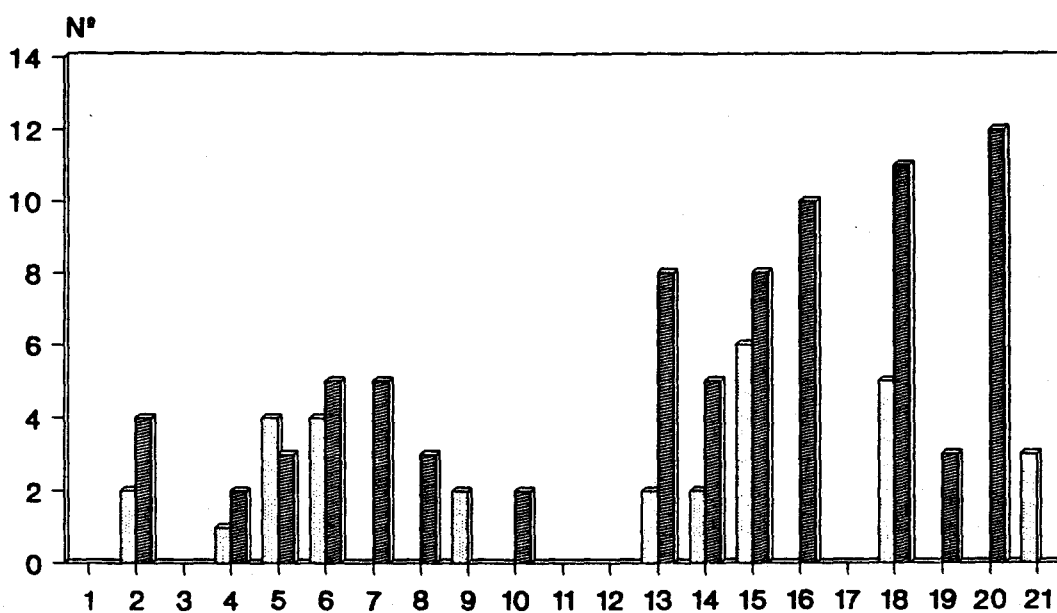


1990/91

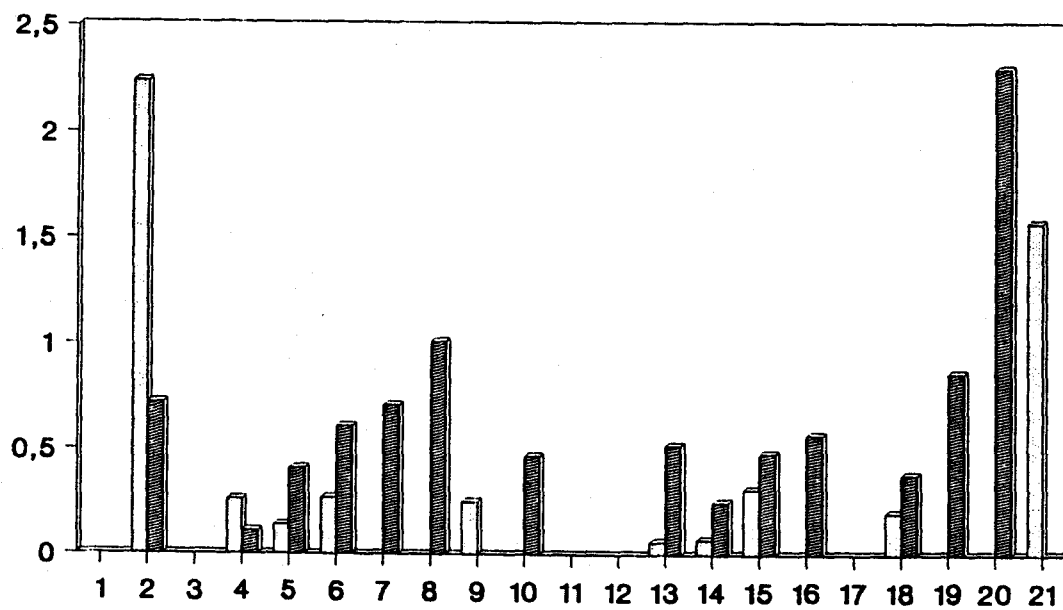
Actitis hypoleucos

Figura 7.52.-

Variación del número de *Actitis hypoleucos*, A, y del índice de dominancia, B, en las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91.



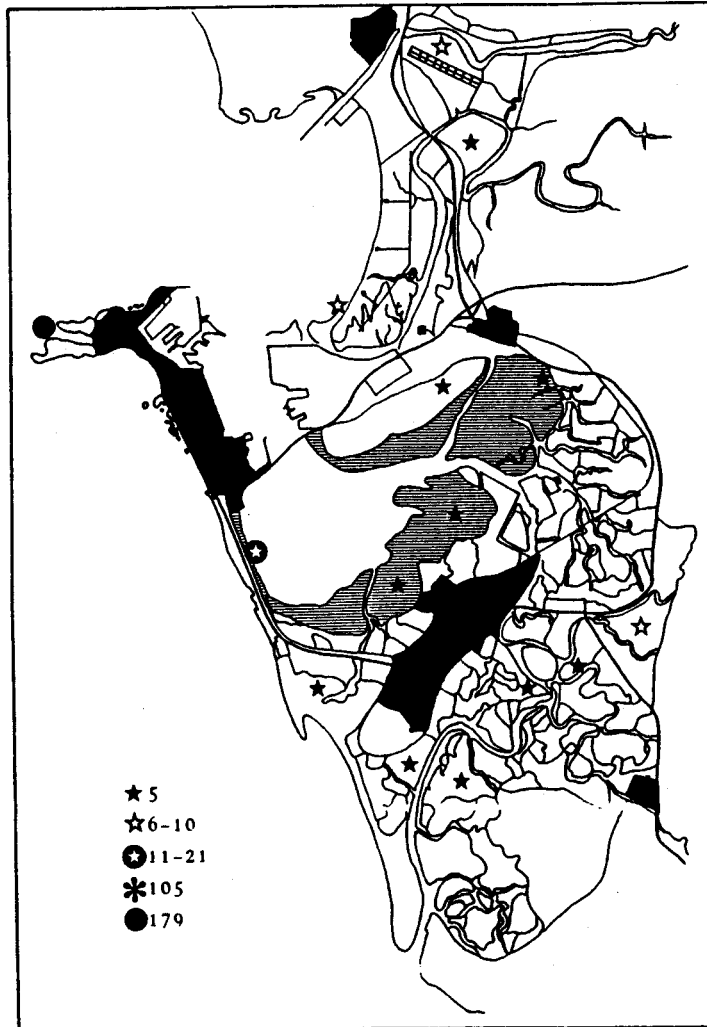
A □ Invierno 1985/86 ▨ Invierno 1990/91



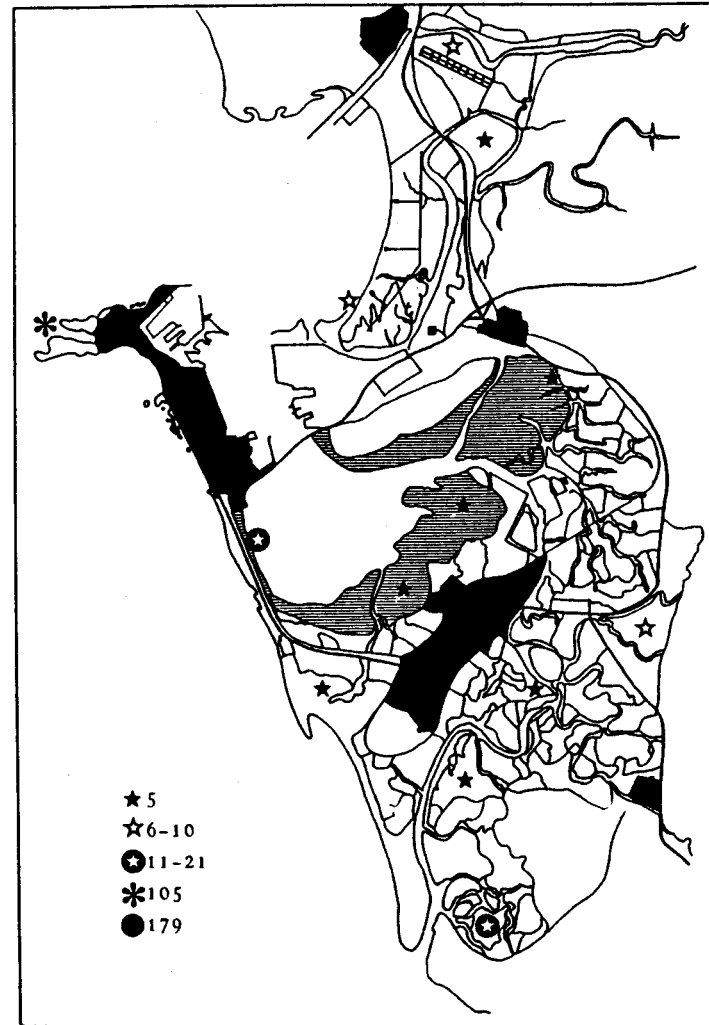
B □ Invierno 1985/86 ▨ Invierno 1990/91

Figura 7.53.-

Mapas de distribución de *Arenaria interpres*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86

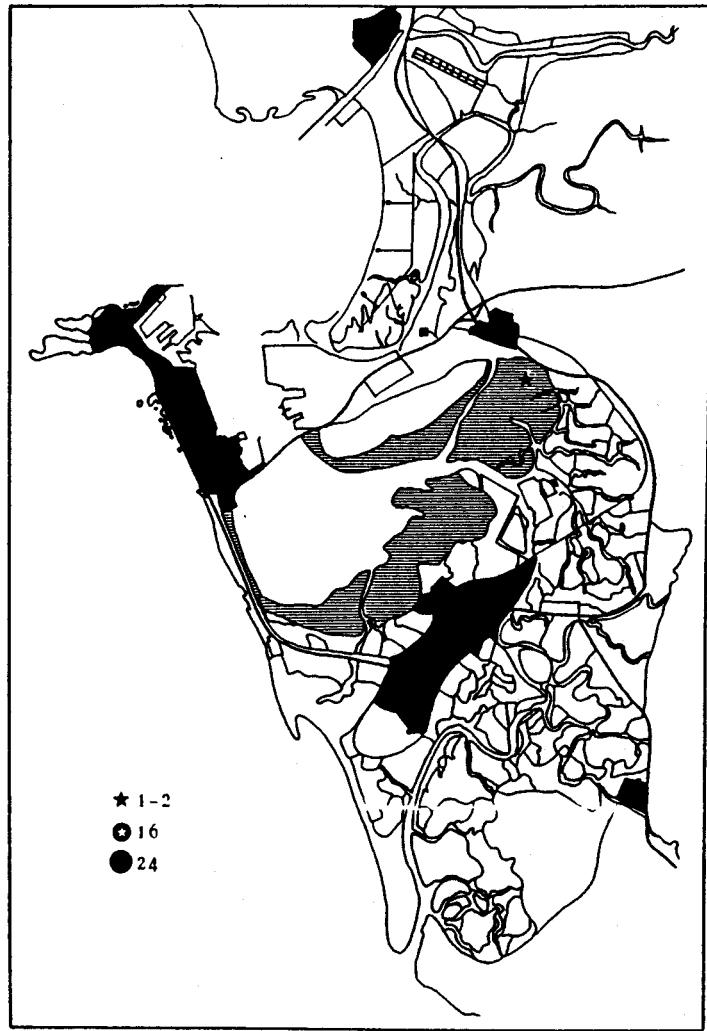


1990/91

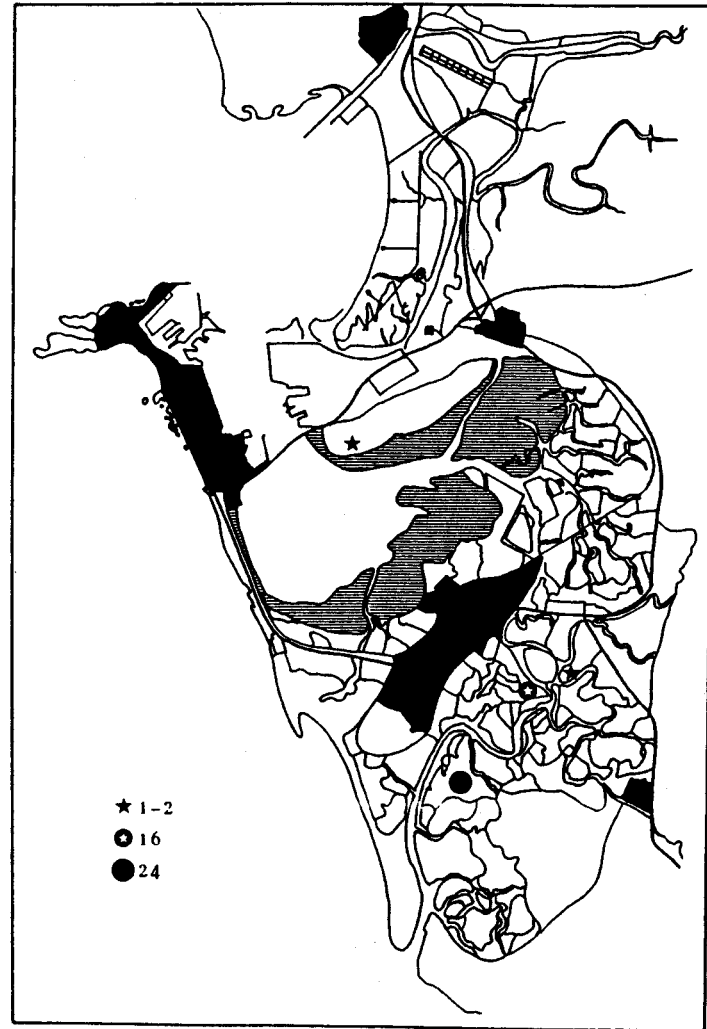
Arenaria interpres

Figura 7.54.-

Mapas de distribución de *Calidris canutus*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

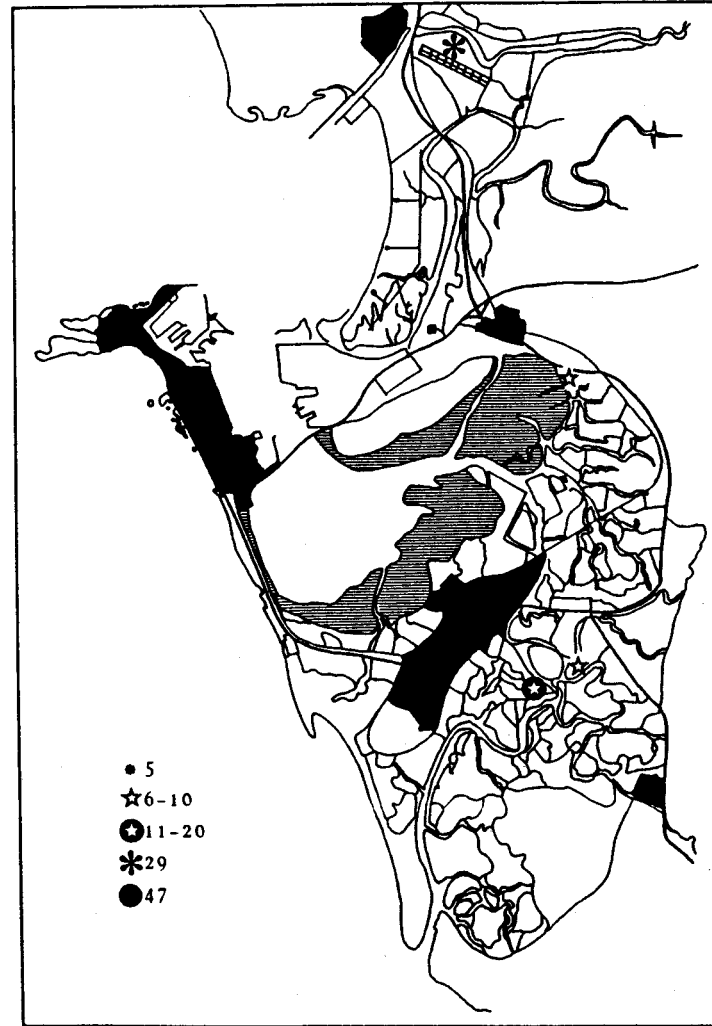
Calidris canutus

Figura 7.55.-

Mapas de distribución de *Calidris minuta*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86

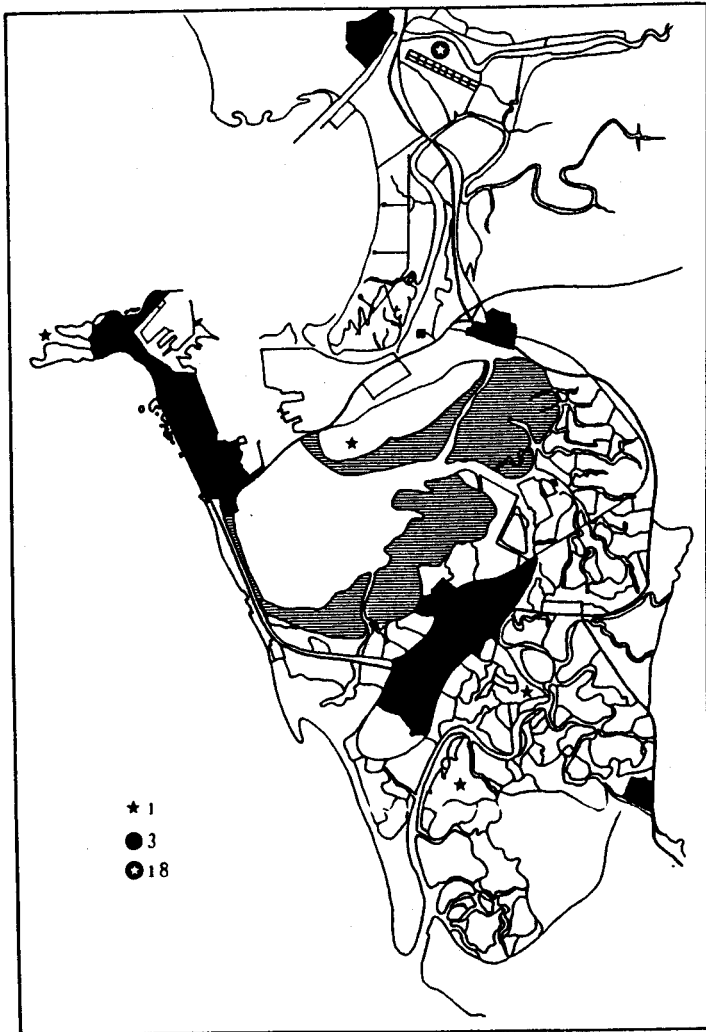


1990/91

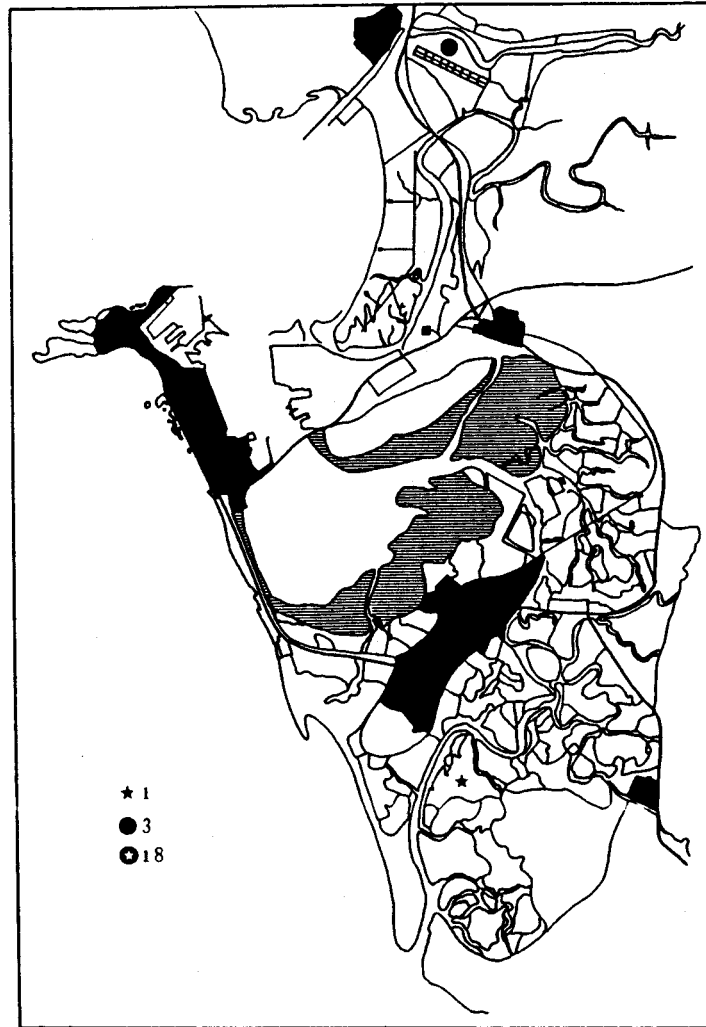
Calidris minuta

Figura 7.56.-

Mapas de distribución de *Calidris ferruginea*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Calidris ferruginea

Figura 7.57.-

Mapas de distribución de *Tringa nebularia*, realizados a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91. Se indica, además, el número estimado de individuos para cada zona



1985/86



1990/91

Tringa nebularia

Figura 7.58.-

A, Histograma de abundancia de limícolas en las 12 unidades ambientales establecidas, elaborado a partir de los censos de invierno de 1985/86 y 1990/91.

CE, Cultivo extensivo; CSI, cultivo semiintensivo; PCB, parque de cultivo de bivalvos; ST, área sin transformar.

B, Importancia relativa de las unidades ambientales, en la comunidad de aves limícolas de la Bahía de Cádiz, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91,

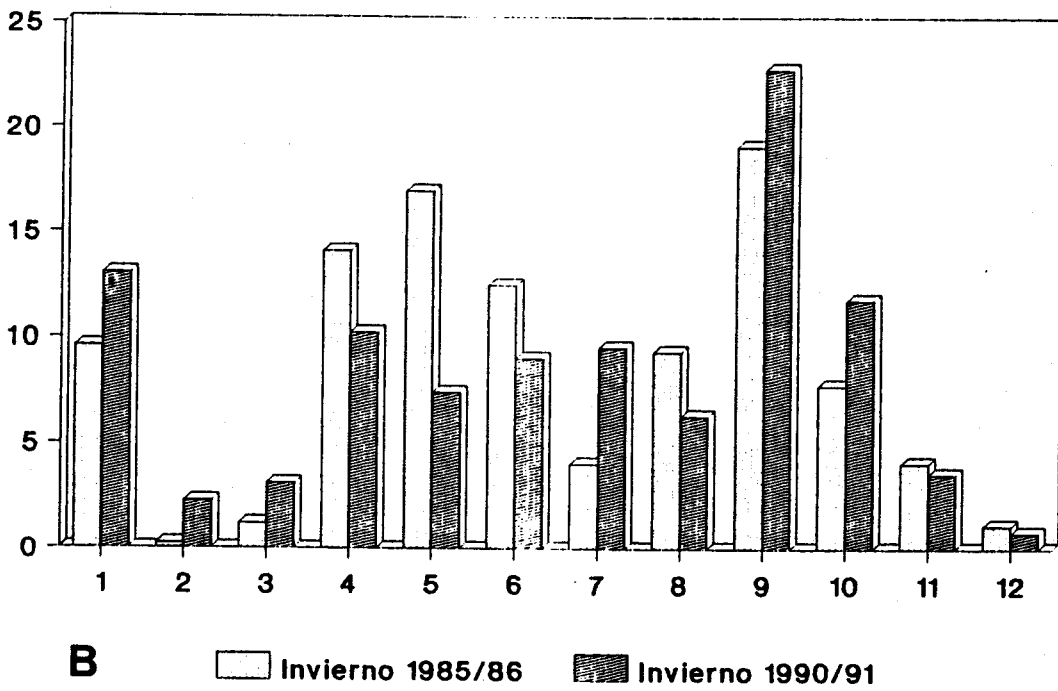
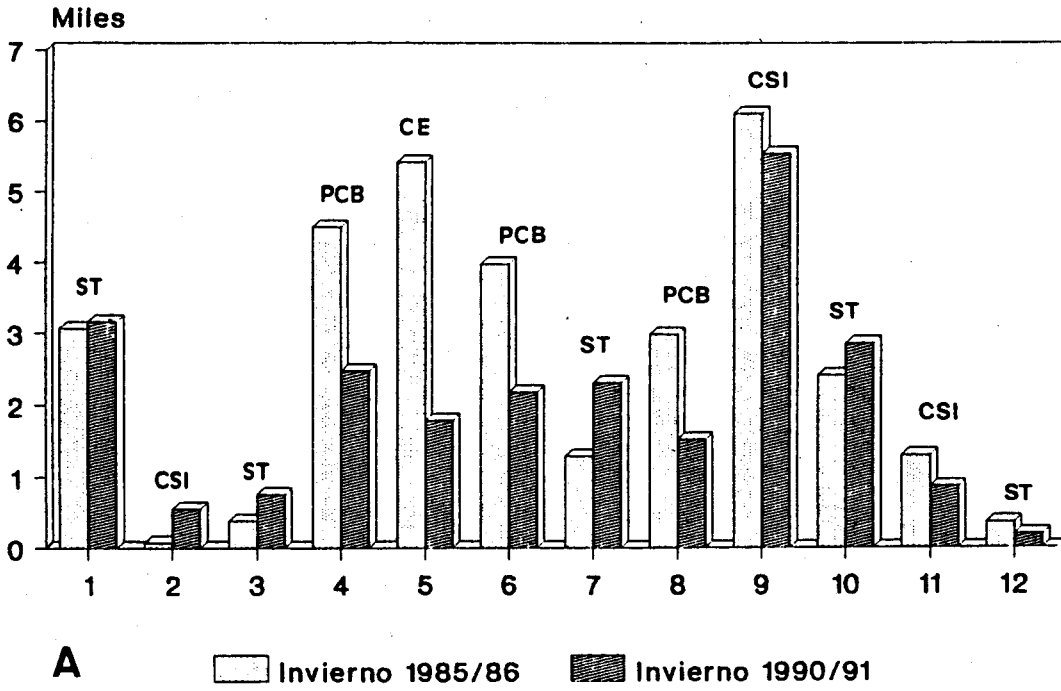
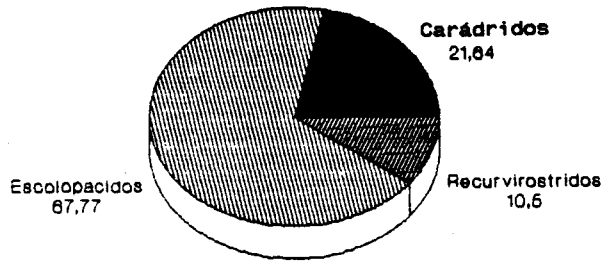


Figura 7.59.-

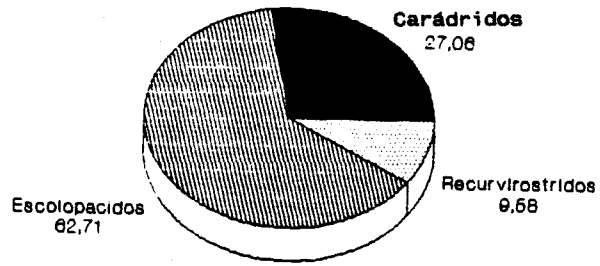
Porcentaje de la abundancia de Recurvirostridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 1, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.60.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 1 (zona 1), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).



A



B

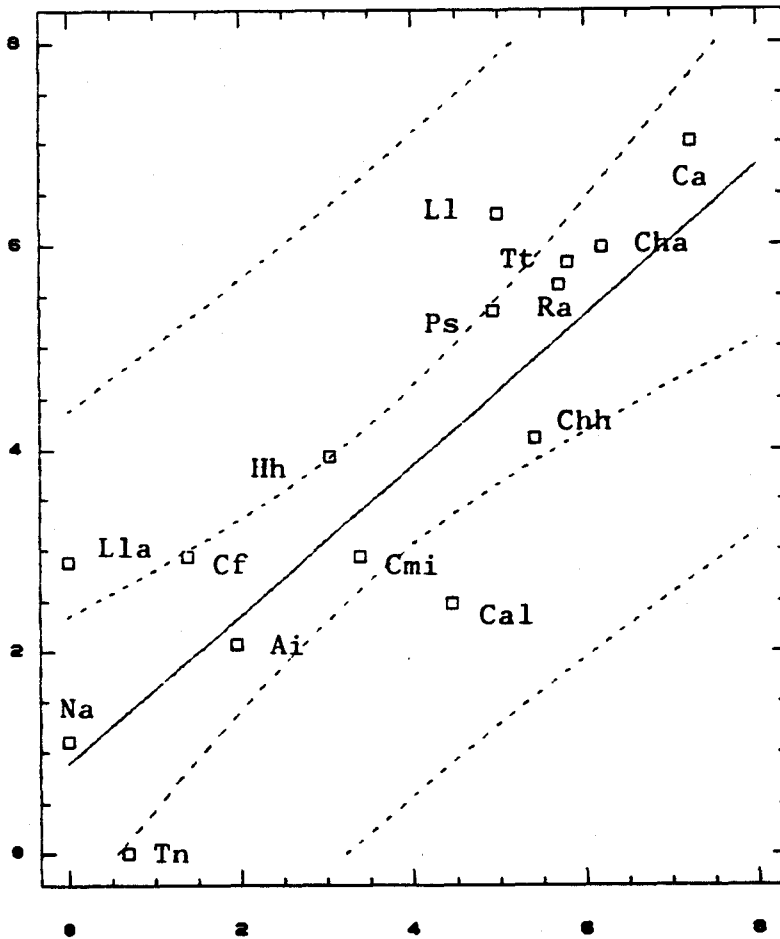
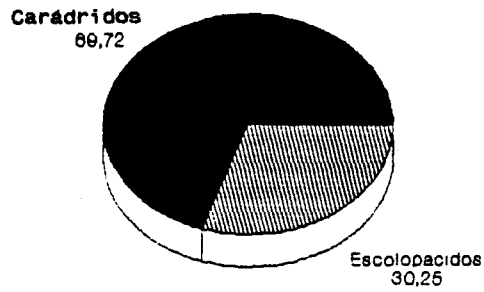


Figura 7.61.-

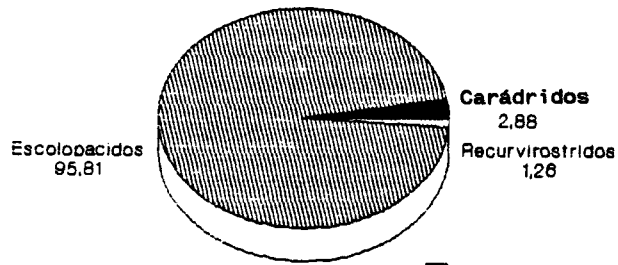
Porcentaje de la abundancia de Recurviróstridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 2, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.62.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 2 (zona 2), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).



A



B

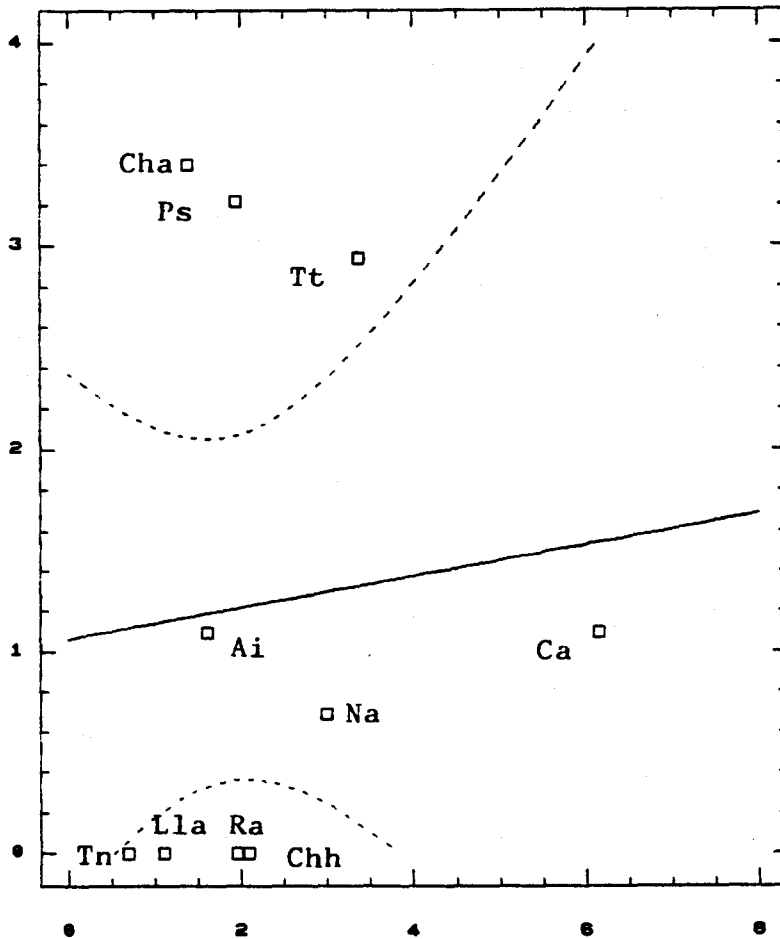
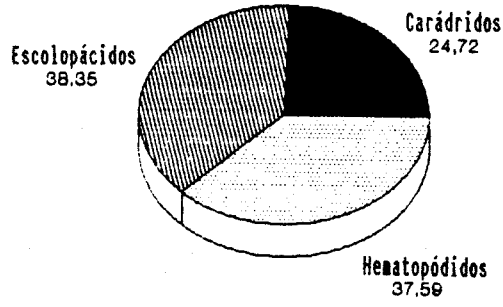


Figura 7.63.-

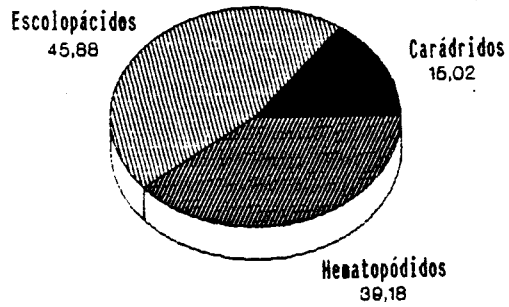
Porcentaje de la abundancia de Hematopódidos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 3, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.64.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 3, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).



A



B

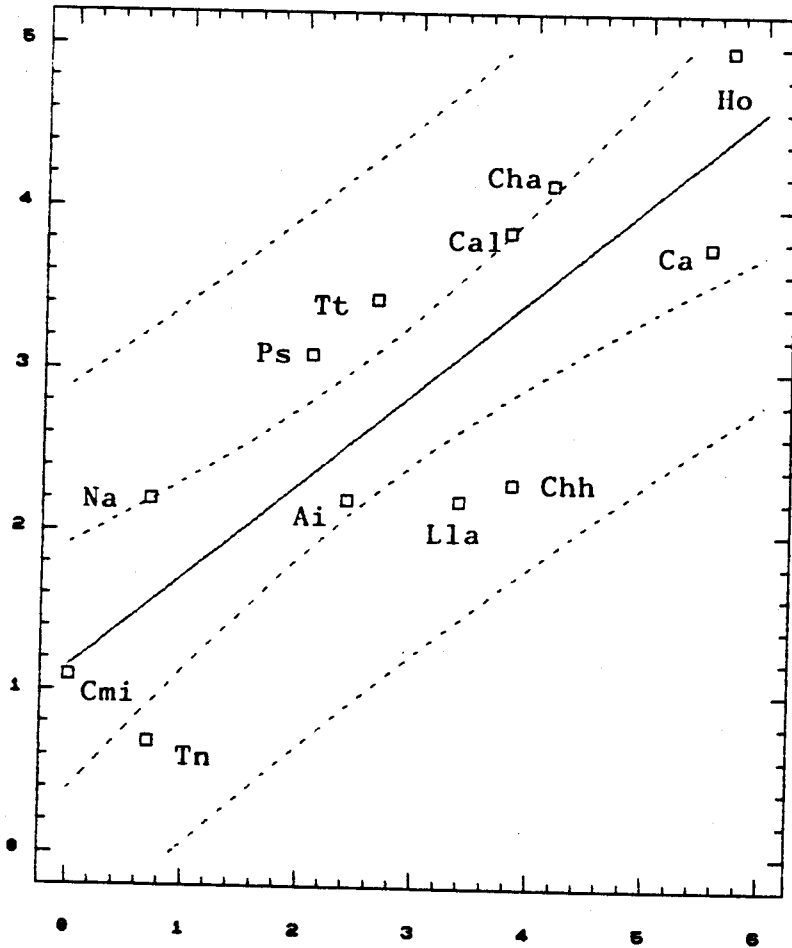
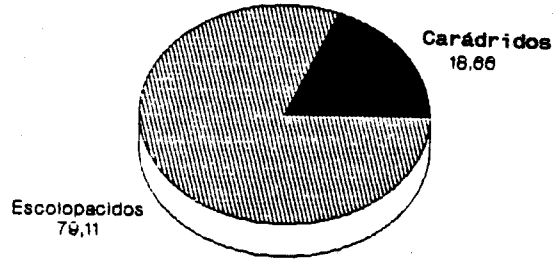
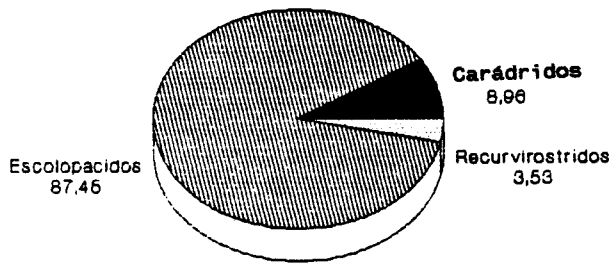


Figura 7.65.-

Porcentaje de la abundancia de Recurvirostridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 4, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).



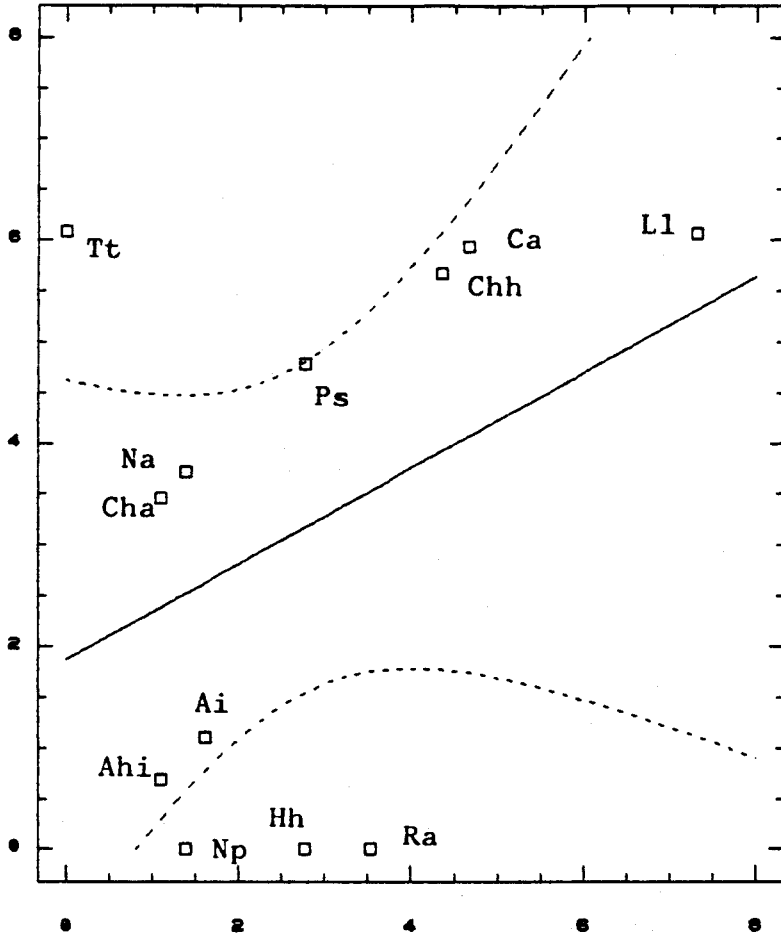
A



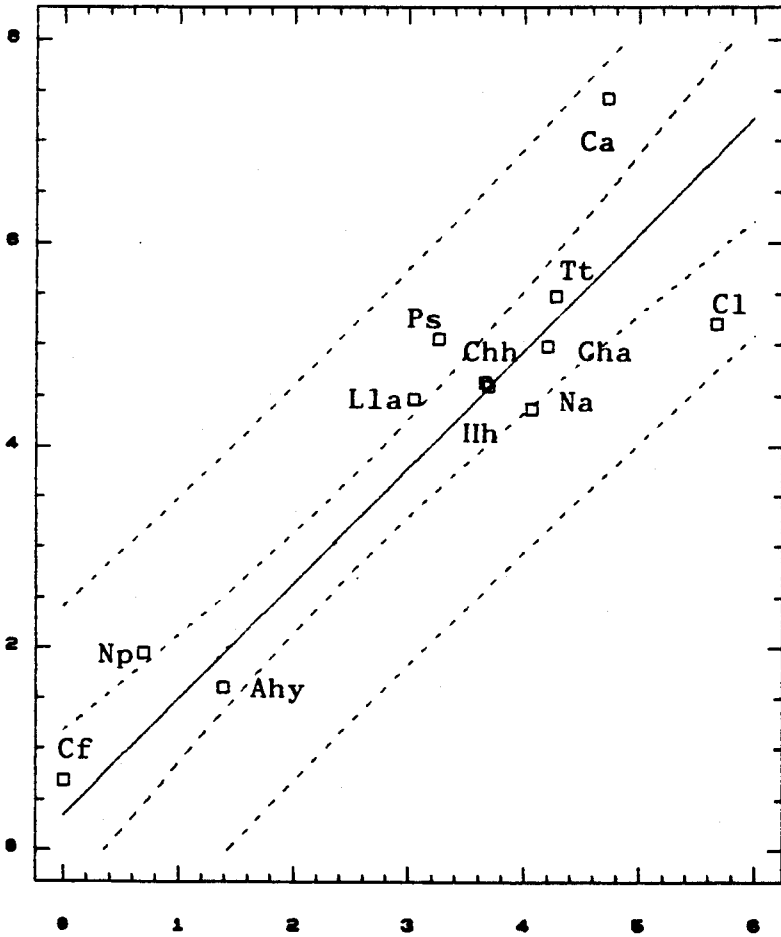
B

Figura 7.66.-

Variación de las poblaciones de limícolas en cada zona de la unidad 4, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa). A, zona 4; B, zona 5.



A



B

Figura 7.67.-

Porcentaje de la abundancia de Recurvirostridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 5, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.68.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 5 (zona 6), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).

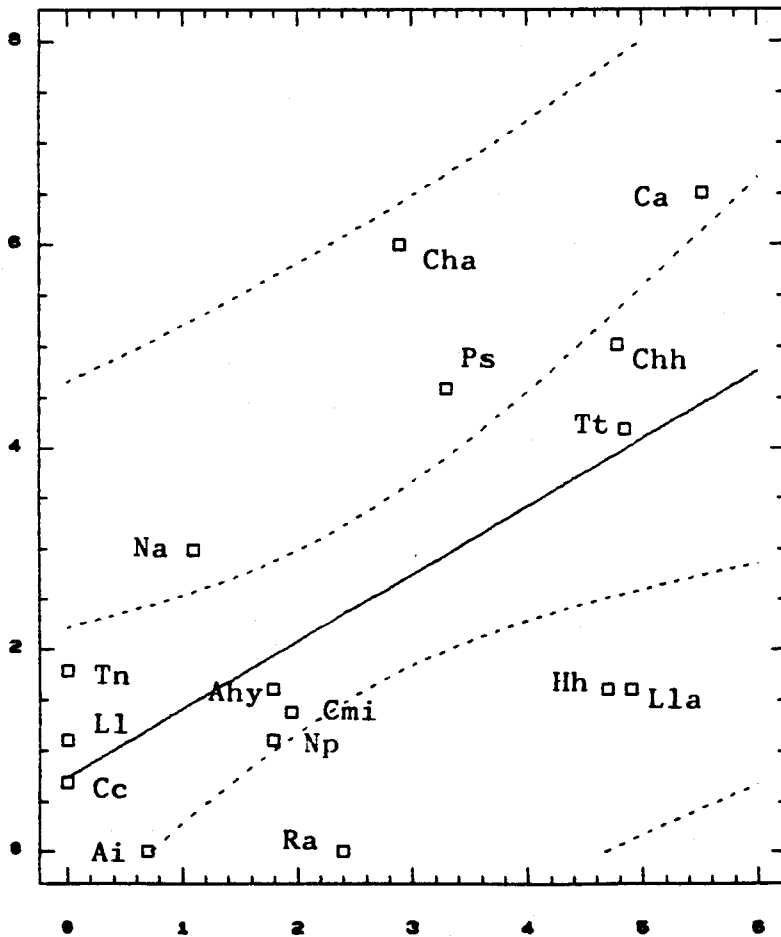
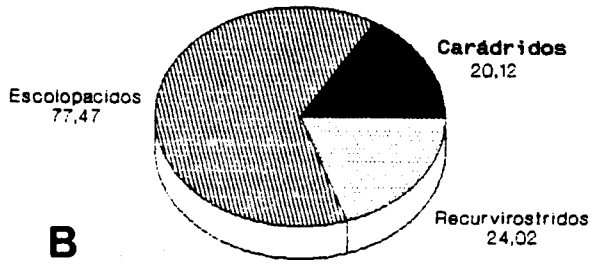
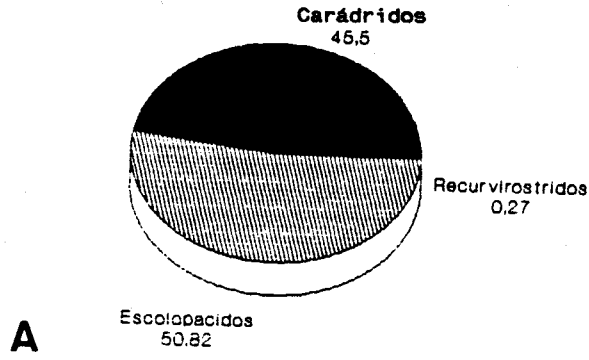
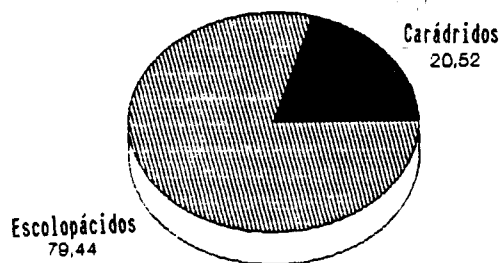


Figura 7.69.-

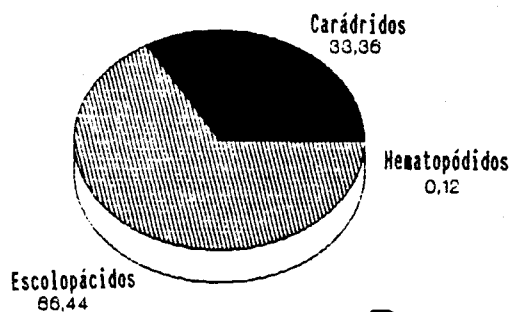
Porcentaje de la abundancia de Hematopódidos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 6, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.70.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 6 (zona 9), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).



A



B

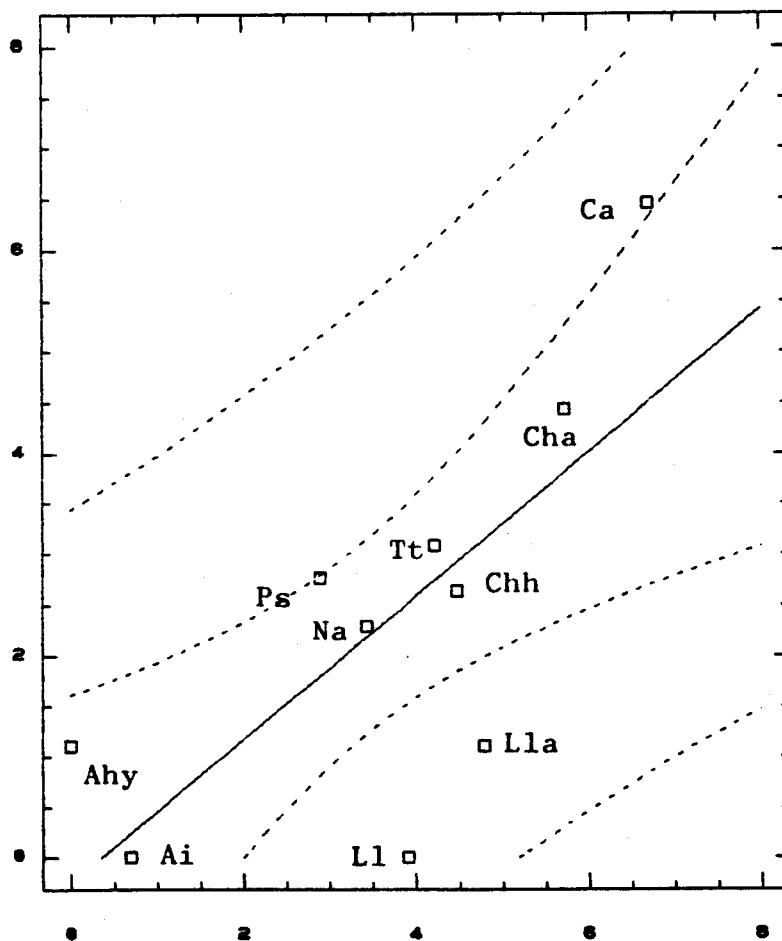
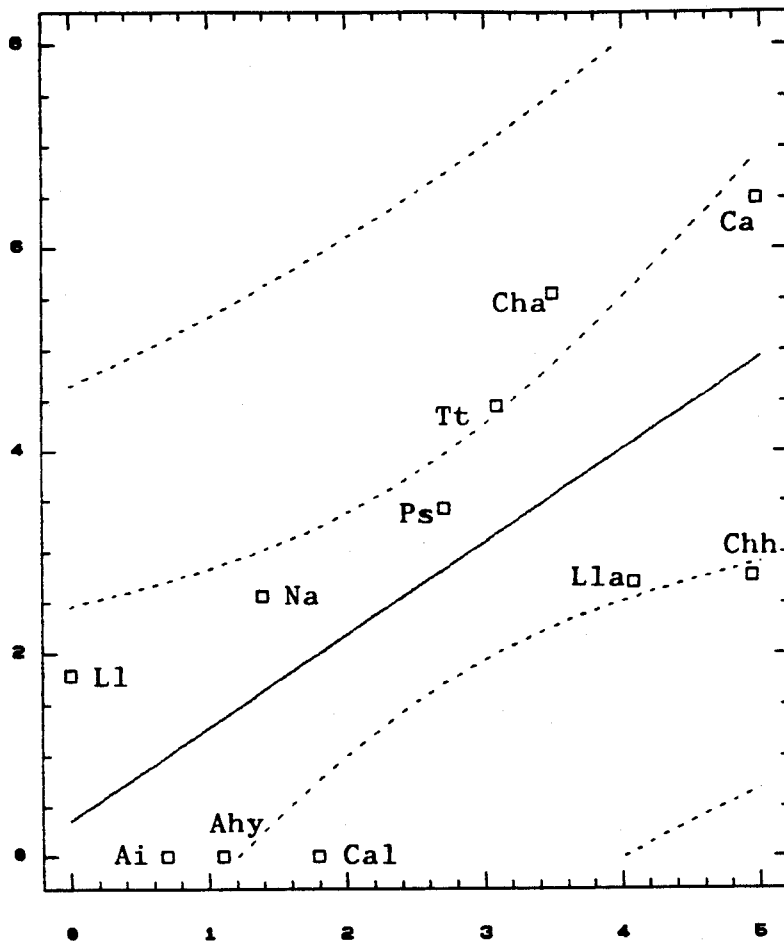
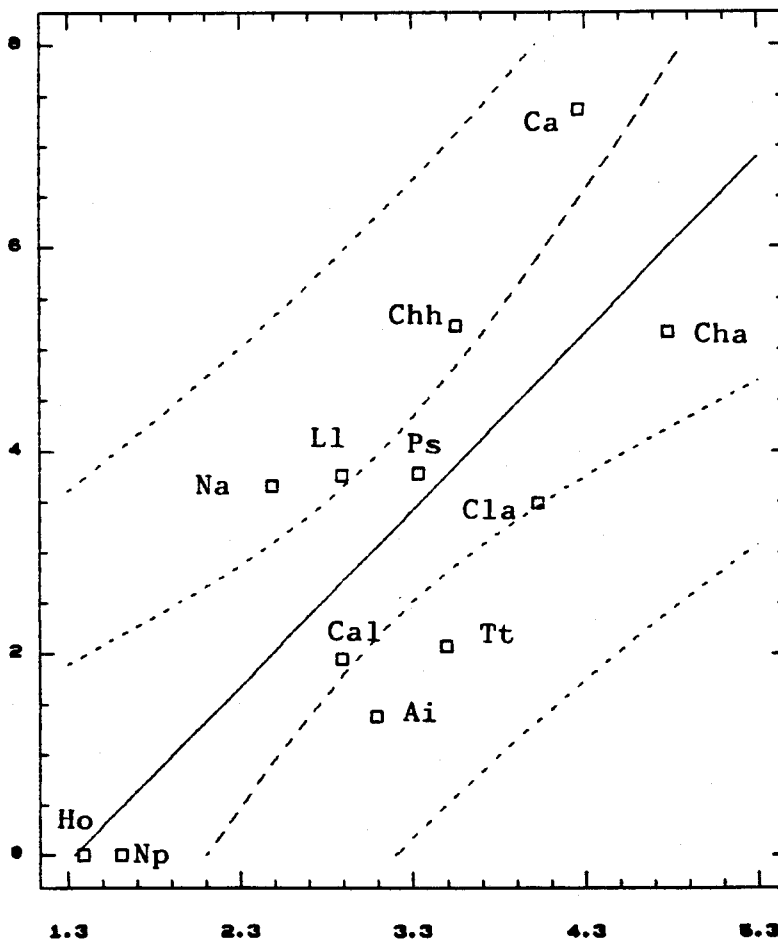


Figura 7.71.-

Variación de las poblaciones de limícolas, en la unidad 6 (zonas 11, A, y 12, B), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa).



A



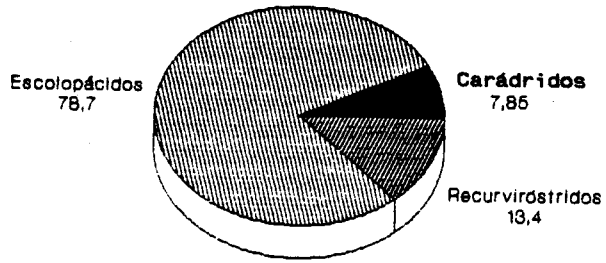
B

Figura 7.72.-

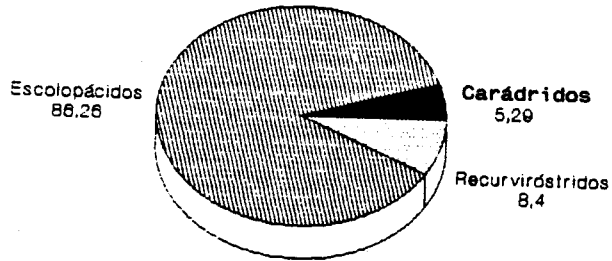
Porcentaje de la abundancia de Recurvirostridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 7, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.73.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 7 (zona 12), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).



A



B

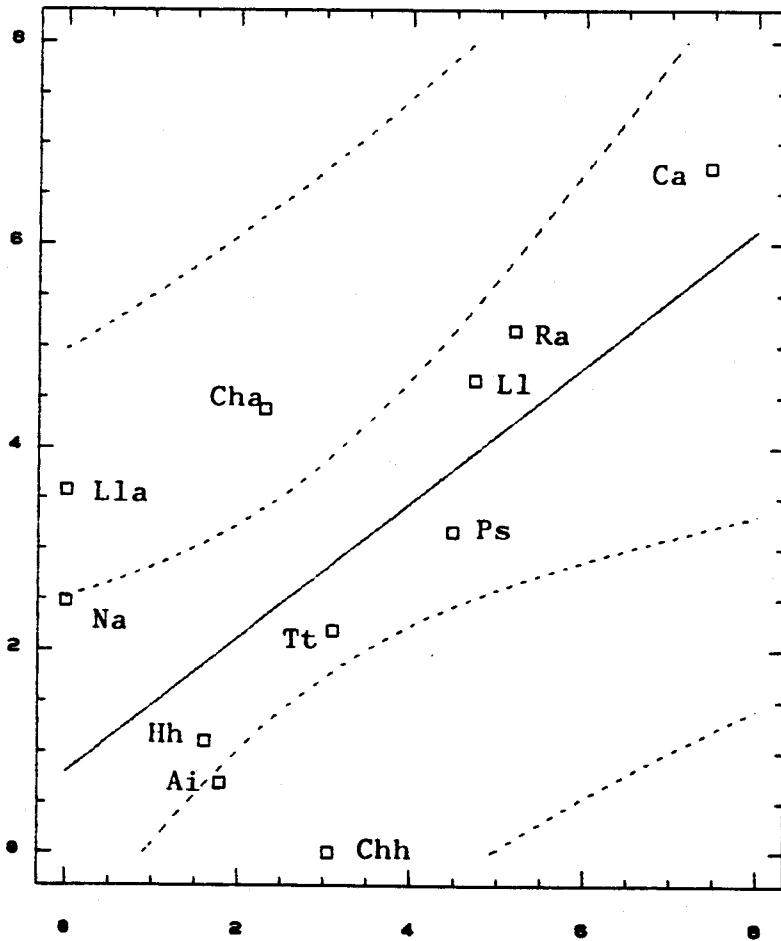
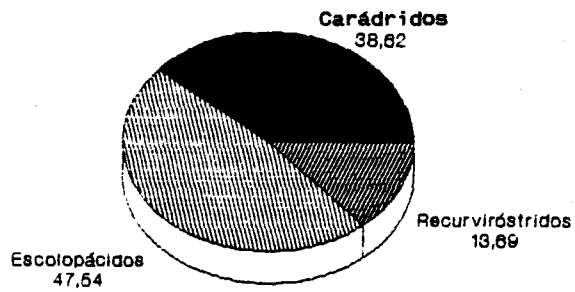


Figura 7.74.-

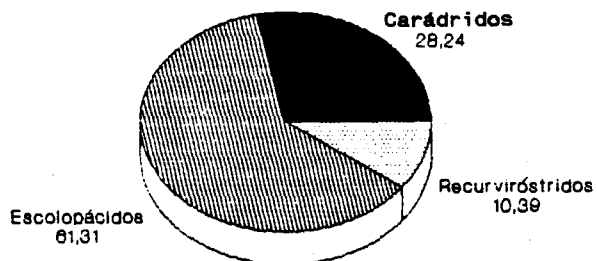
Porcentaje de la abundancia de Recurvirostridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 8, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.75.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 8 (zona 13), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).



A



B

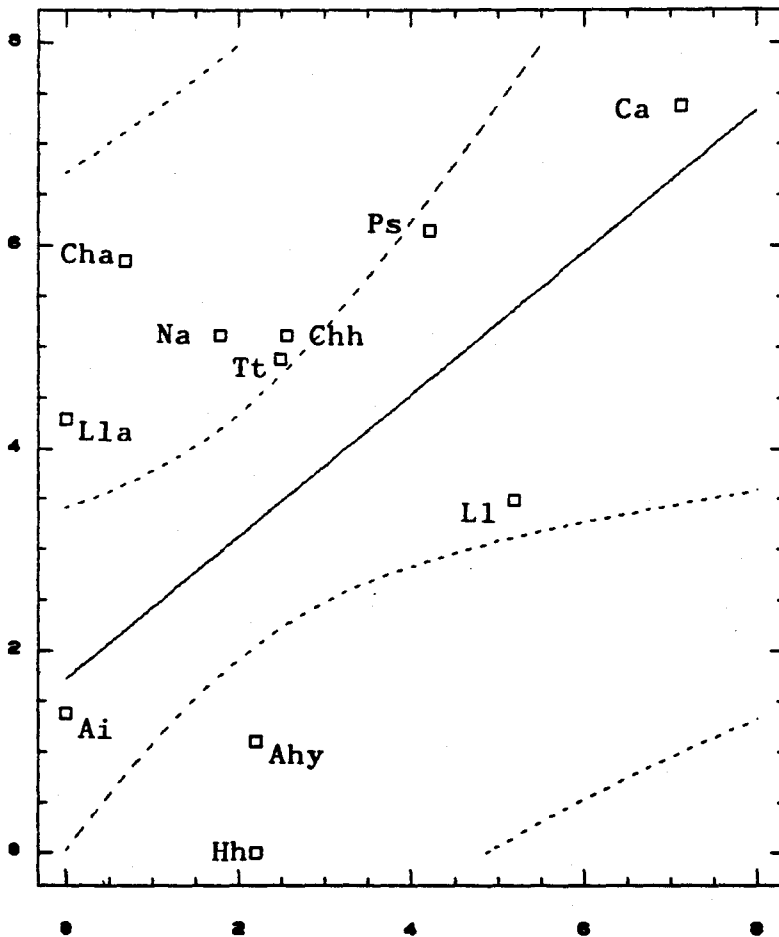


Figura 7.76.-

Porcentaje de la abundancia de Recurvirostridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 9, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.77.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 9 (zona 14), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).

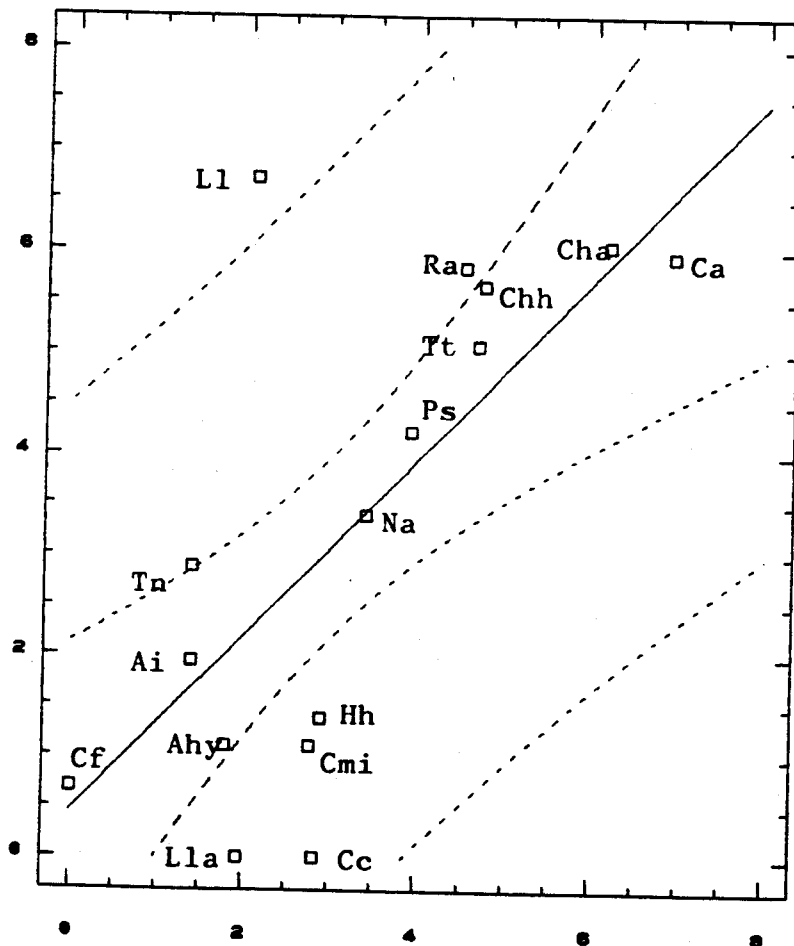
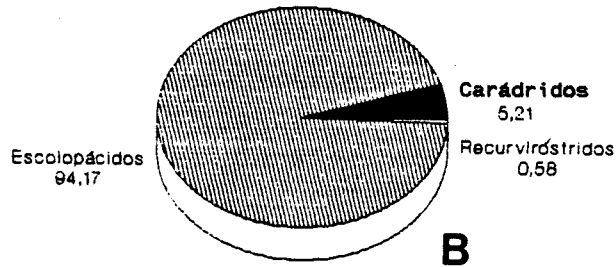
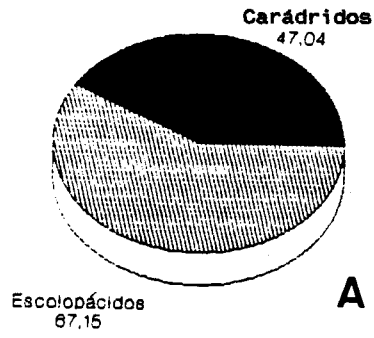
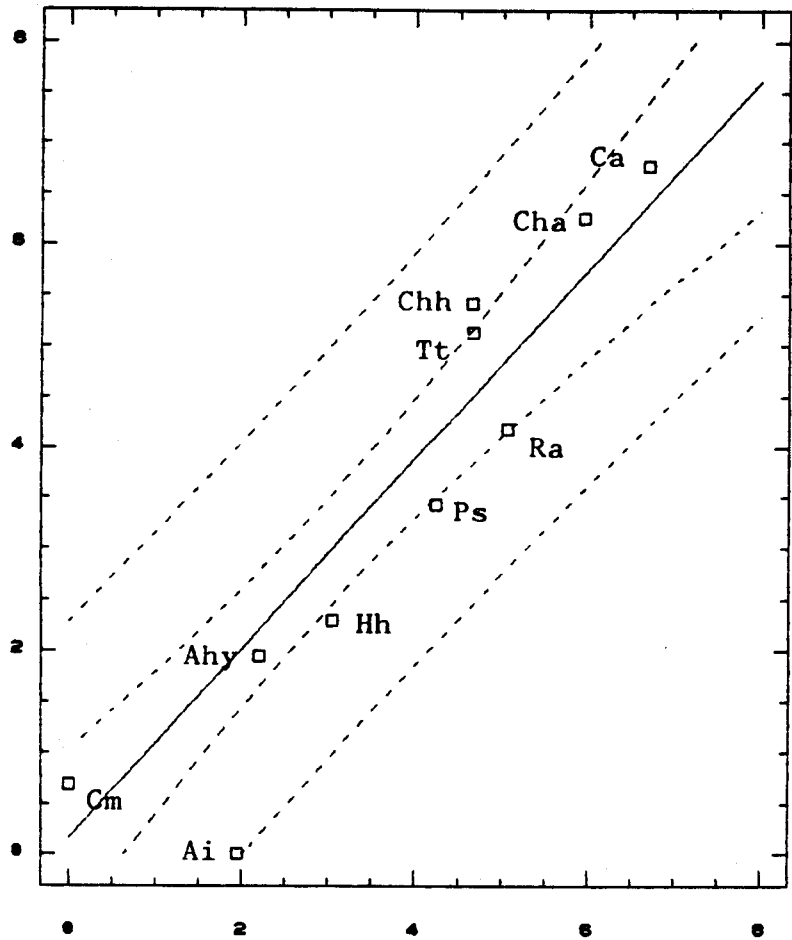
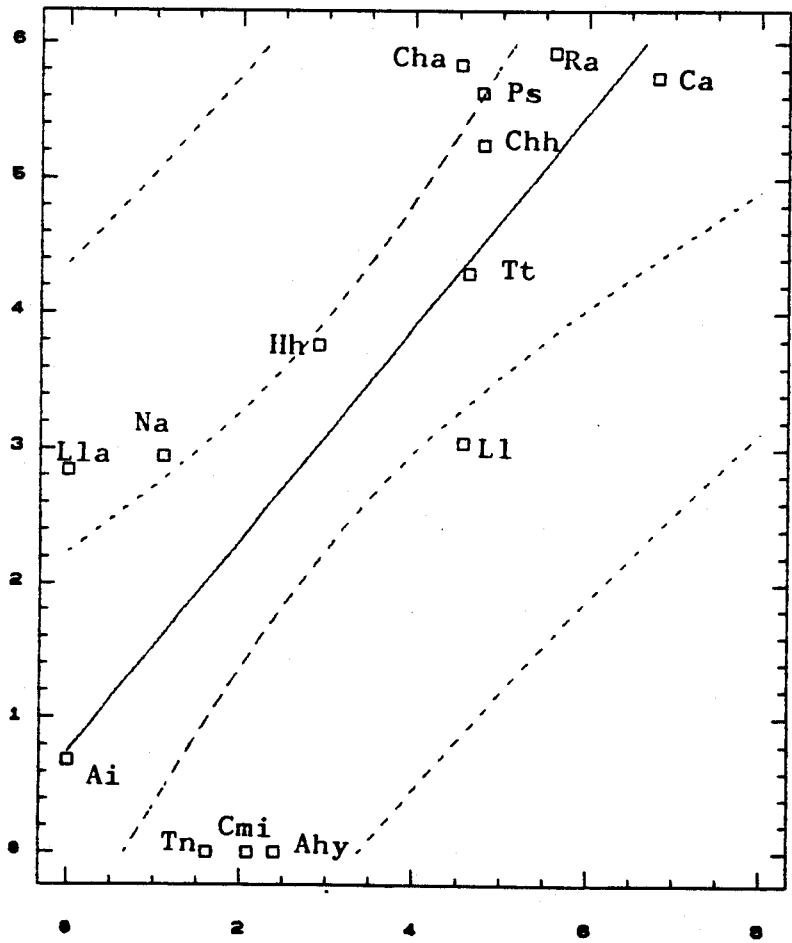


Figura 7.78.-

Variación de las poblaciones de limícolas, en la unidad 9 (zonas 15, A, y 16, B), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa).



A



B

Figura 7.79.-

Porcentaje de la abundancia de Recurvirostridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 10, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.80.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 10 (zona 18), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).

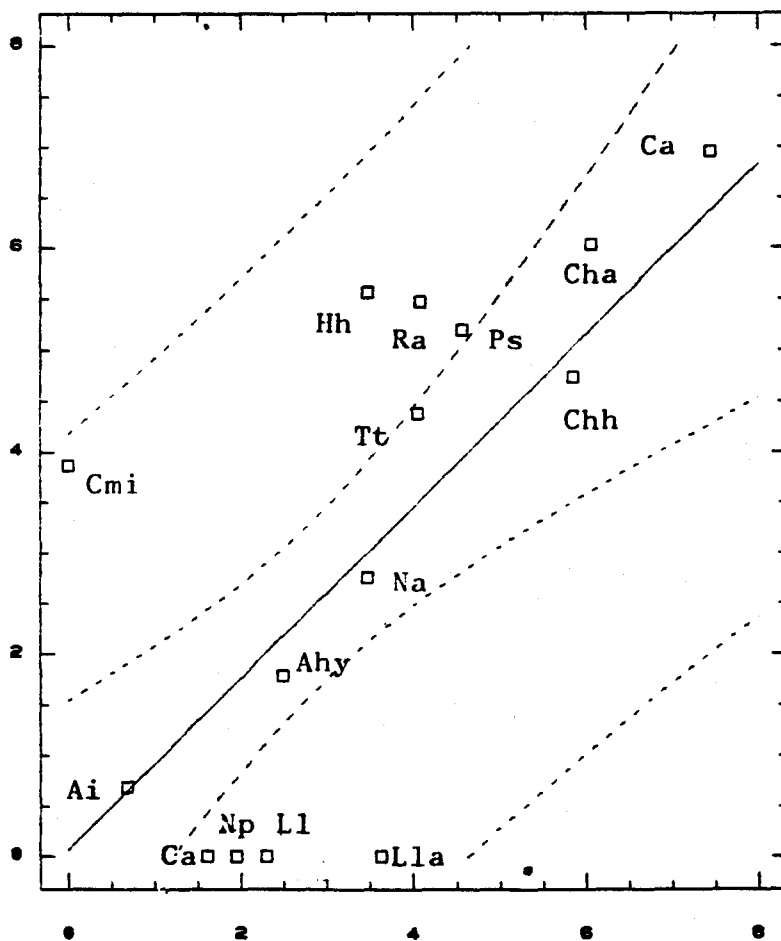
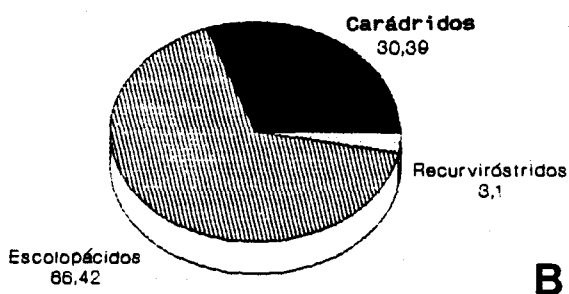
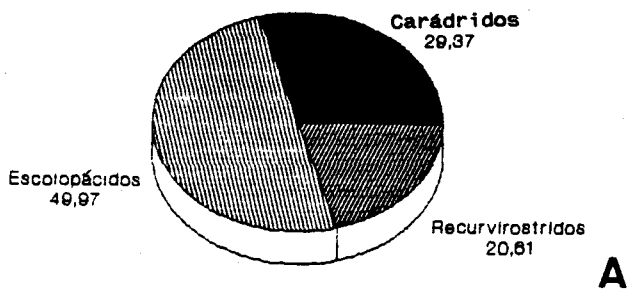
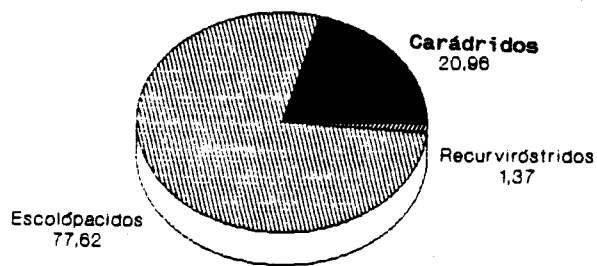
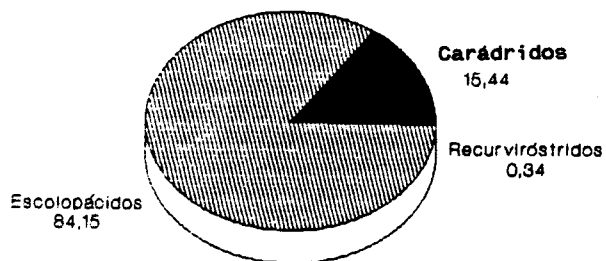


Figura 7.81.-

Porcentaje de la abundancia de Recurvirostridos, Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 11, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).



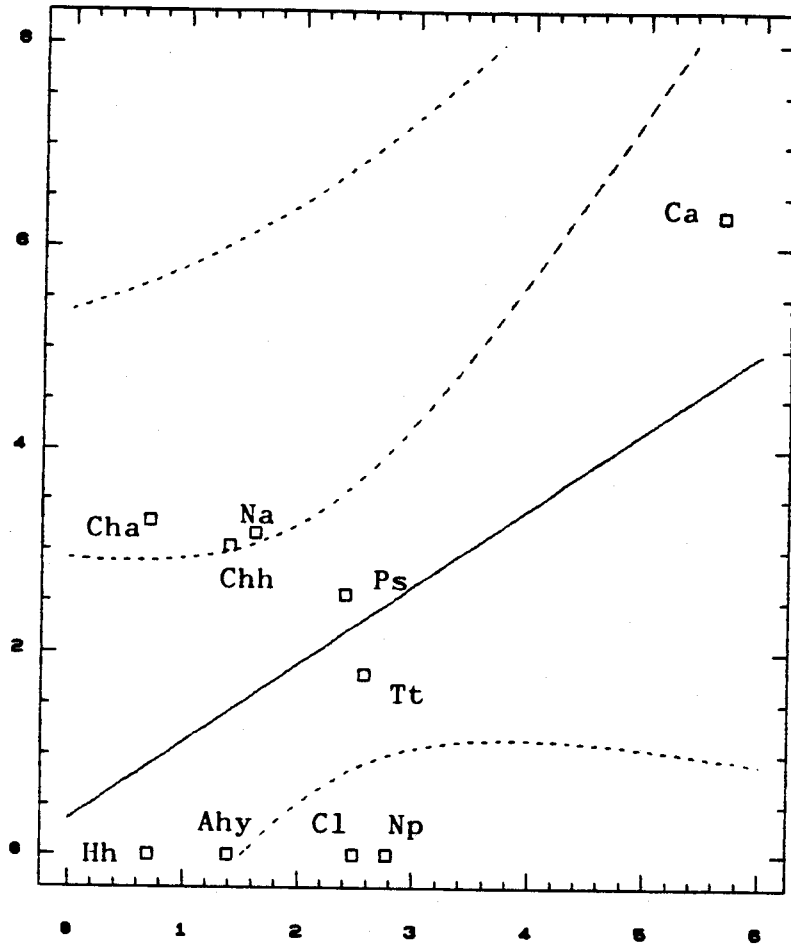
A



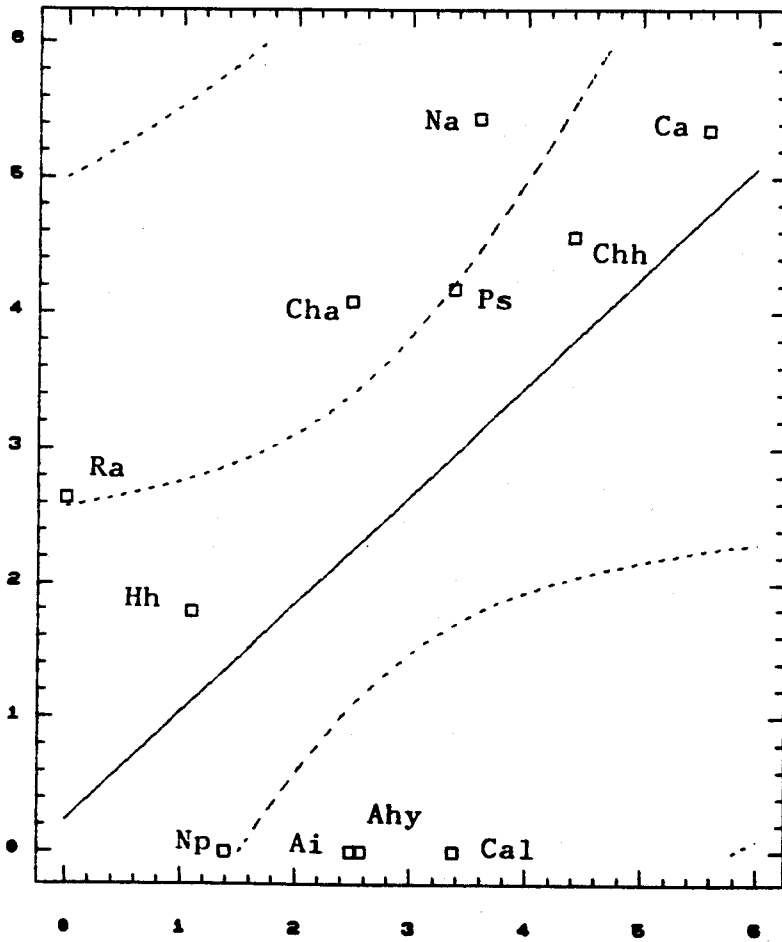
B

Figura 7.82.-

Variación de las poblaciones de limícolas en cada zona de la unidad 11, a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/86 (eje de ordenada) y 1990/91 (eje de abcisa). A, zona 19; B, zona 20.



A



B

Figura 7.83.-

Porcentaje de la abundancia de Carádridos y Escolopácidos, en la unidad 12, durante los inviernos de 1985/1986 (A) y 1990/1991 (B).

Figura 7.84.-

Variación de las poblaciones de limícolas en la unidad 12 (zona 21), a partir de la transformación logarítmica de los censos realizados en invierno de 1985/1986 (eje de ordenadas) y 1990/1991 (eje de abcisas).

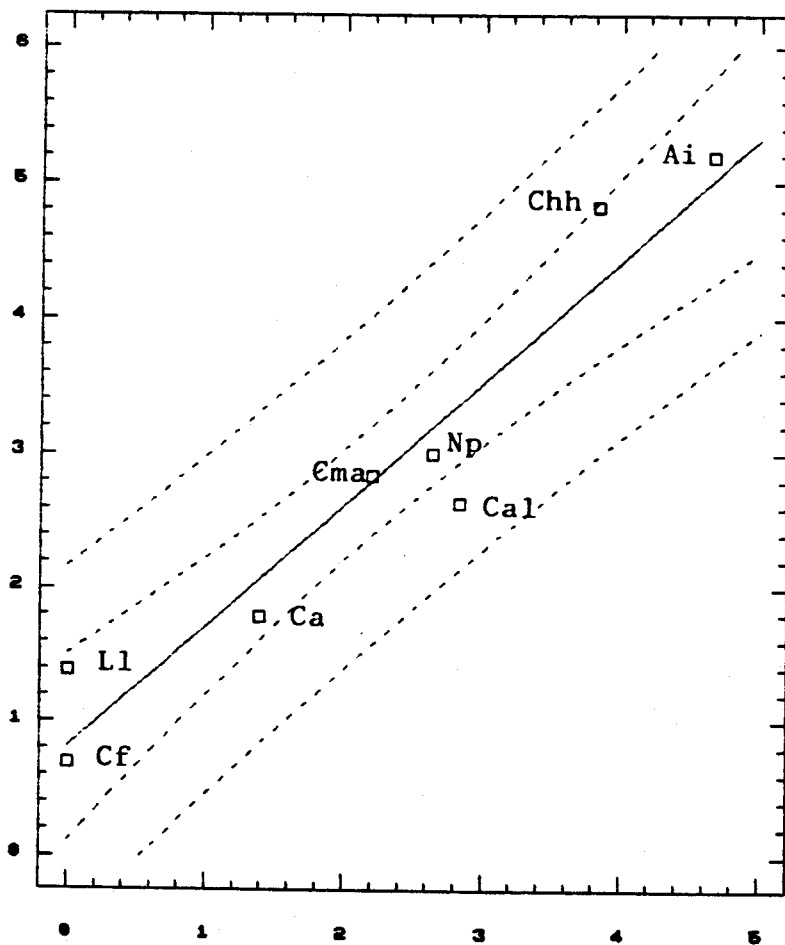
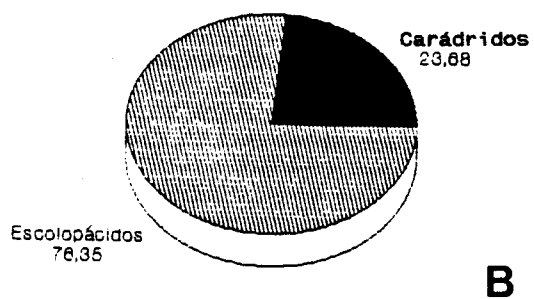
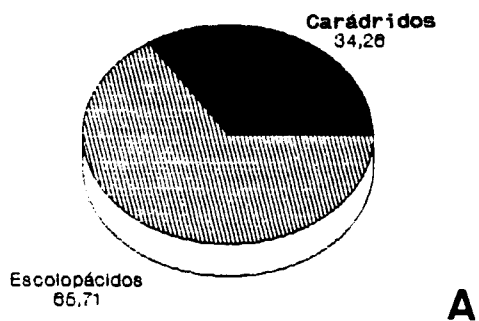
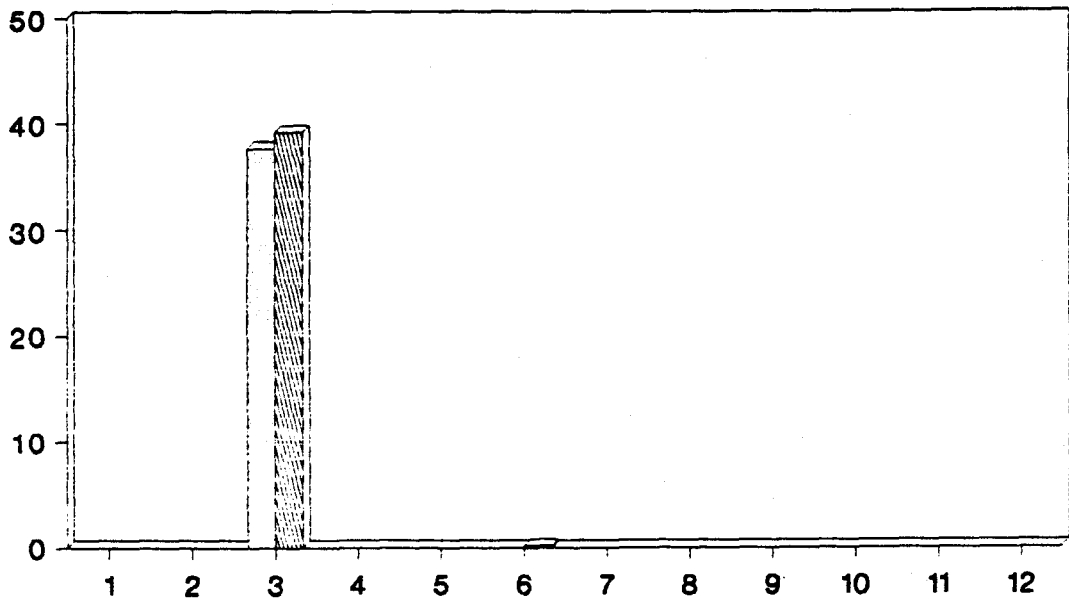


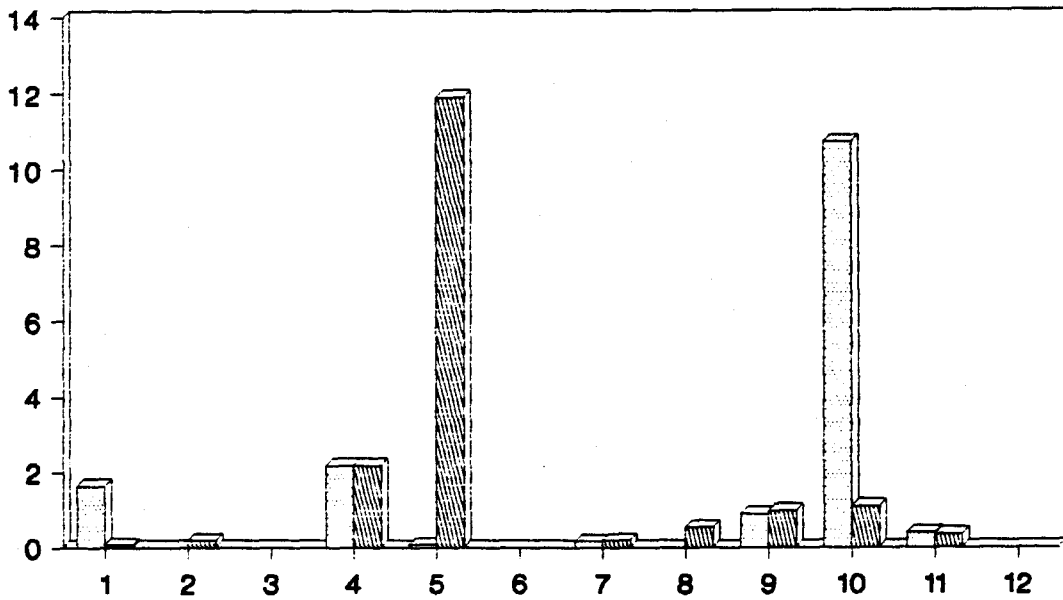
Figura 7.85.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Haematopus ostralegus*; B, de *Himantopus himantopus*.



A

85/86 90/91



B

85/86 90/91

Figura 7.86.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Recurvirostra avosetta*; B, de *Charadrius hiaticula*.

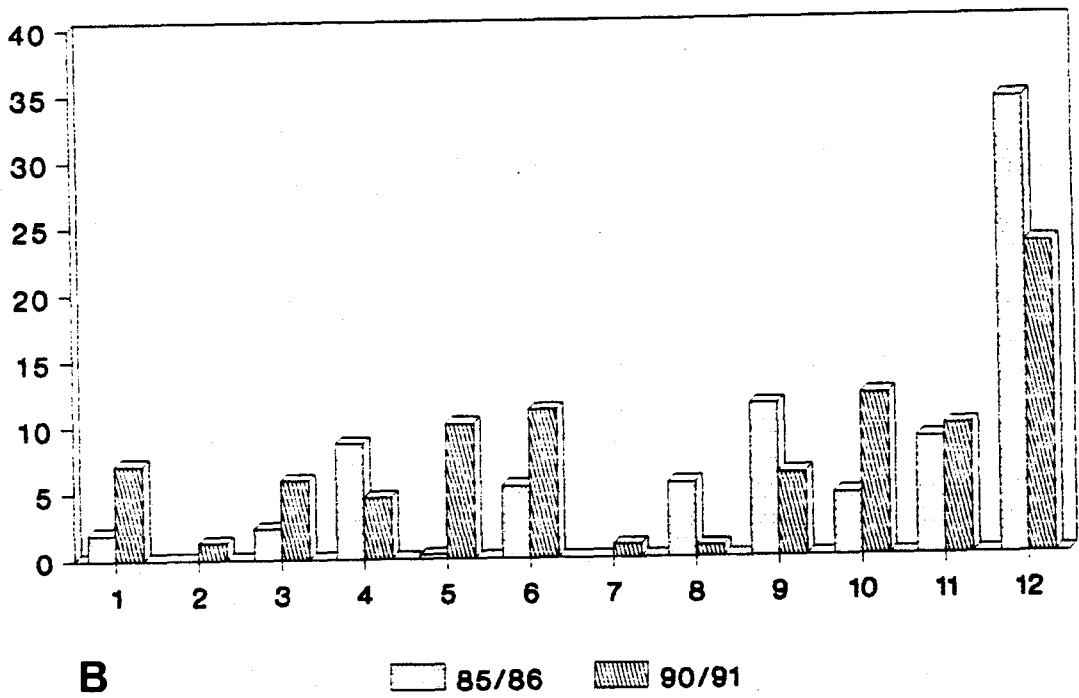
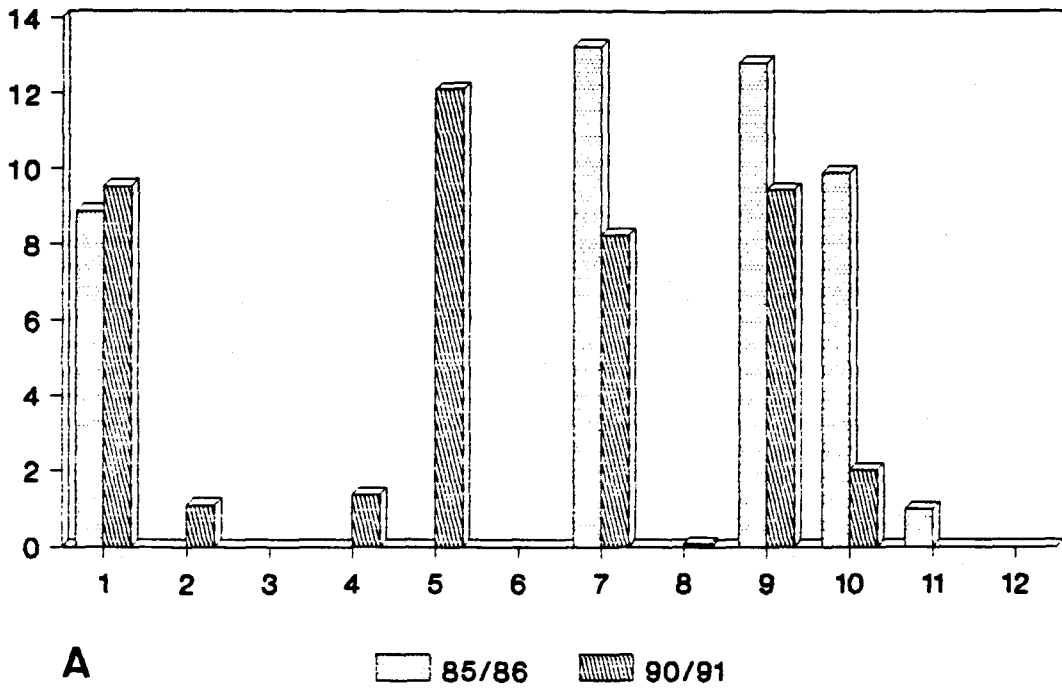
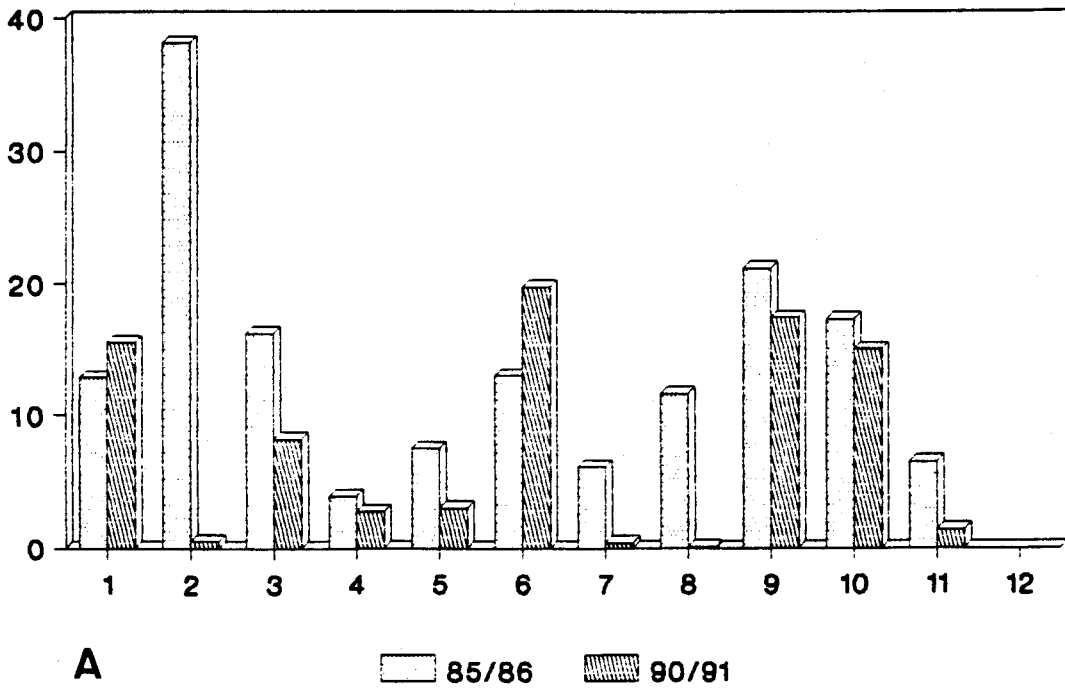


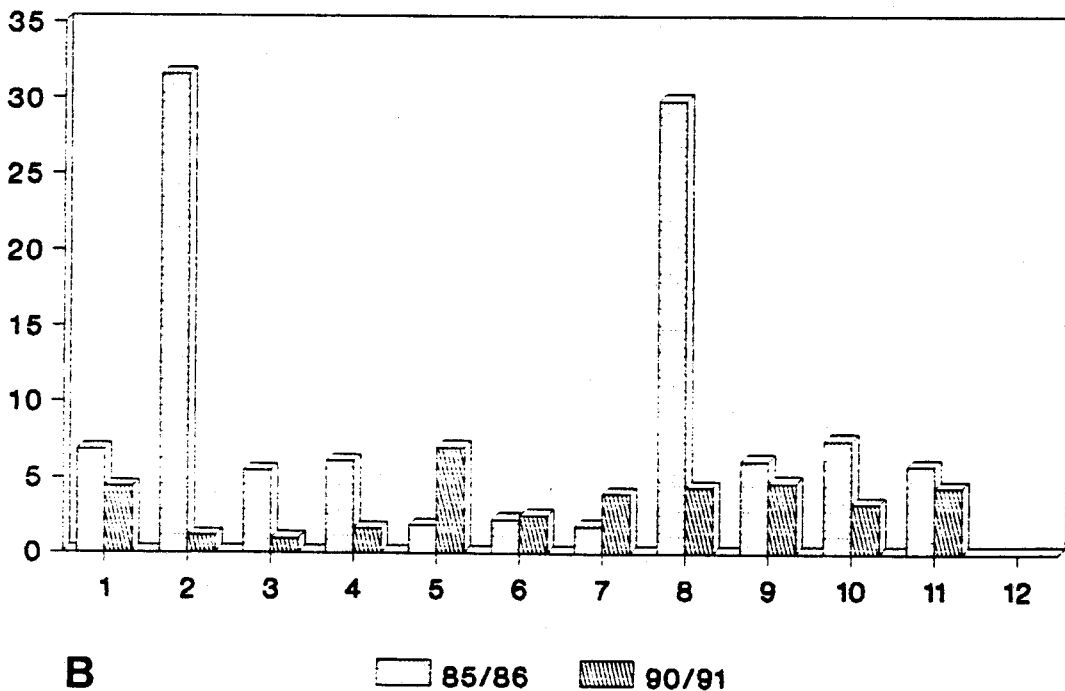
Figura 7.87.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Charadrius alexandrinus*; B, de *Pluvialis squatarola*.



A

85/86 90/91



B

85/86 90/91

Figura 7.88.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Calidris alba*; B, de *Calidris minuta*.

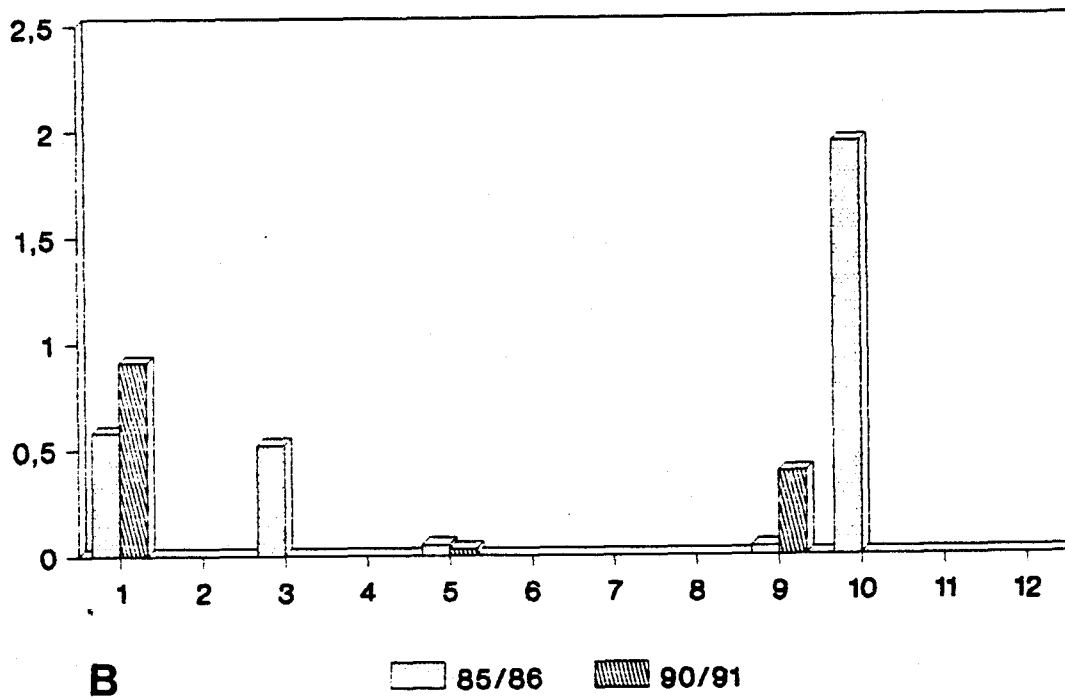
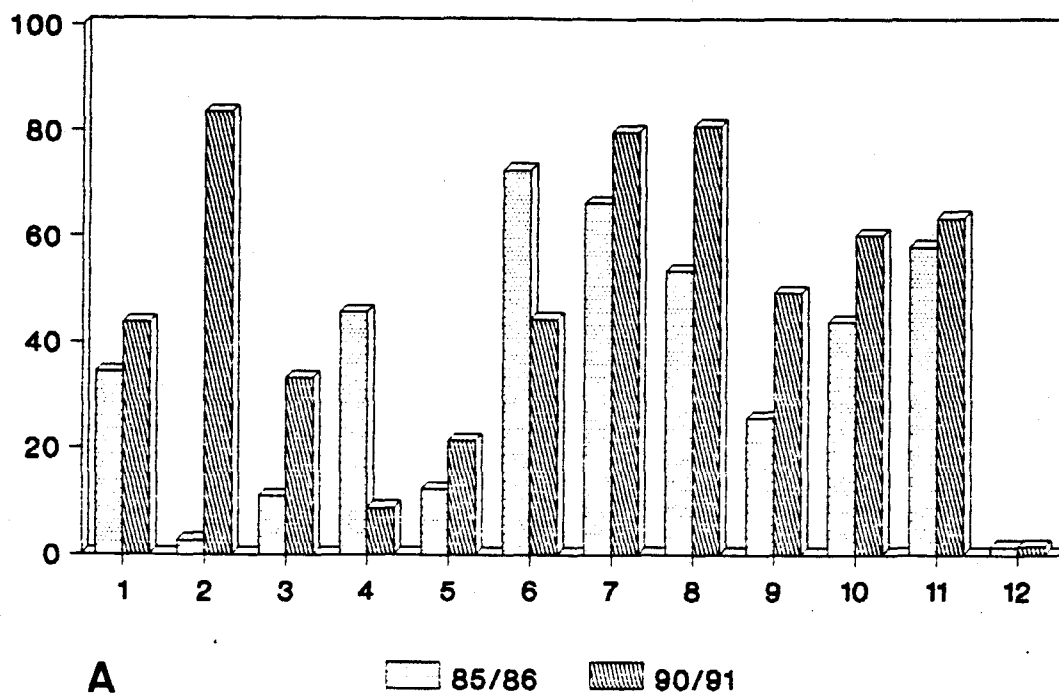
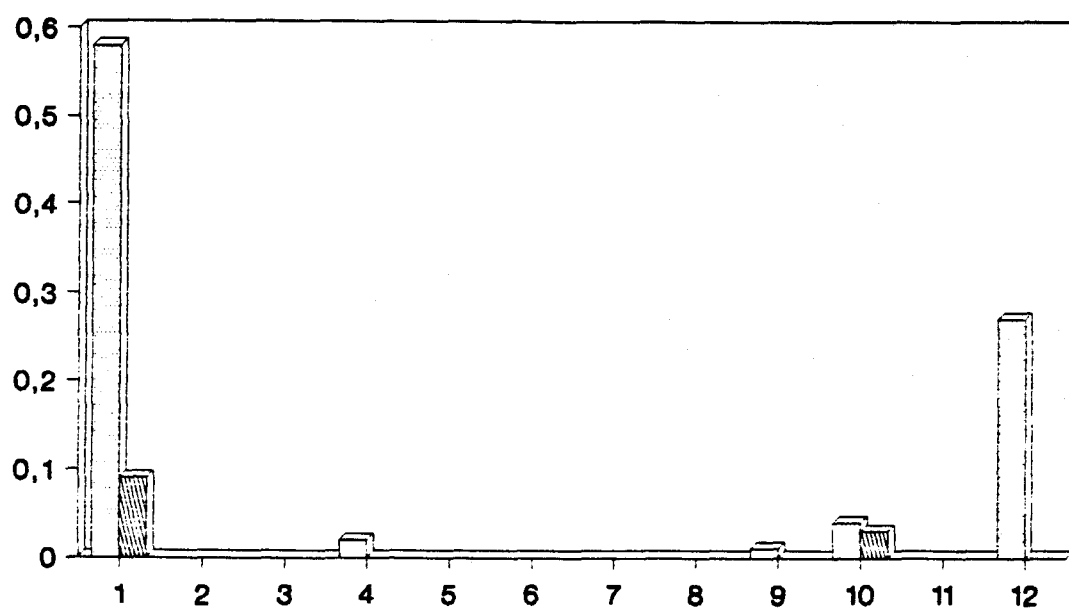
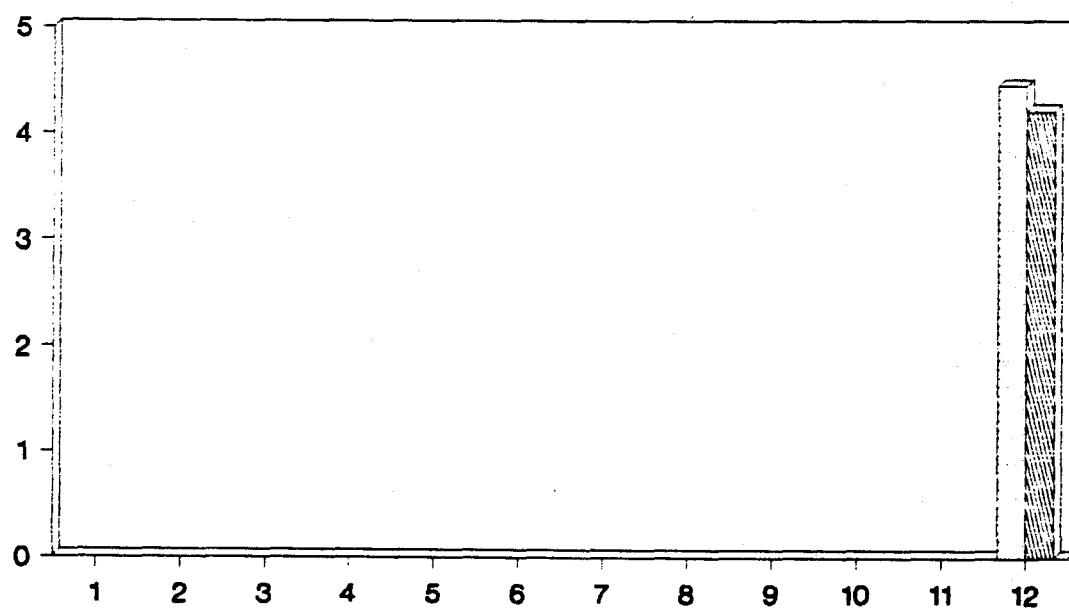


Figura 7.89.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Calidris ferruginea*; B, de *Calidris maritima*.

**A**

85/86 90/91

**B**

85/86 90/91

Figura 7.90.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91 de *Calidris alpina*.

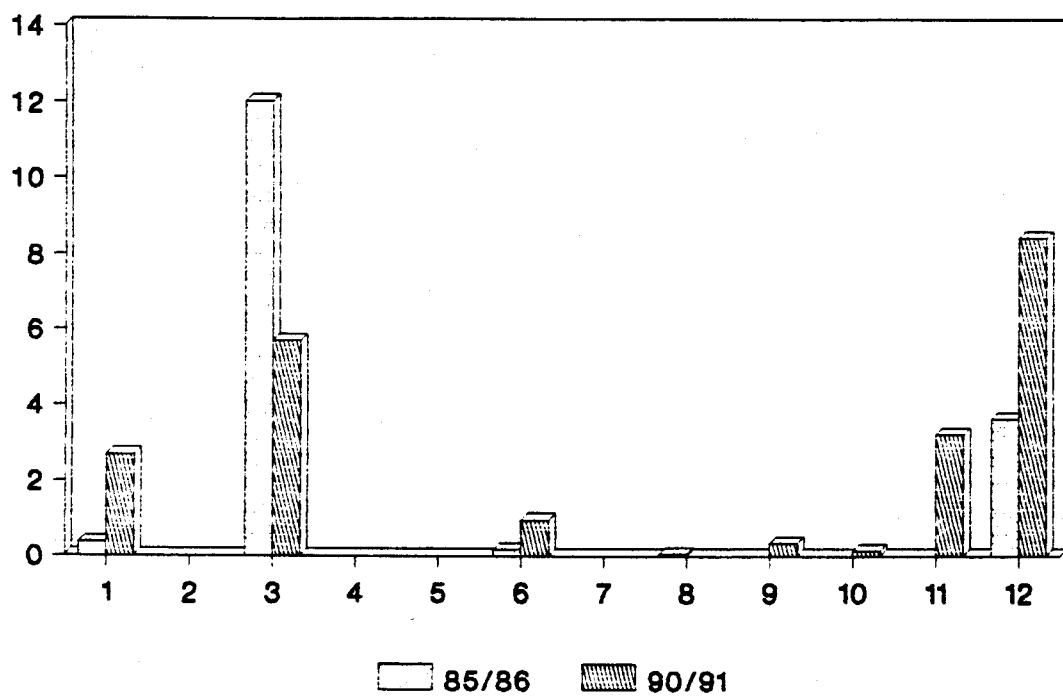


Figura 7.91.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Limosa limosa*; B, de *Limosa lapponica*.

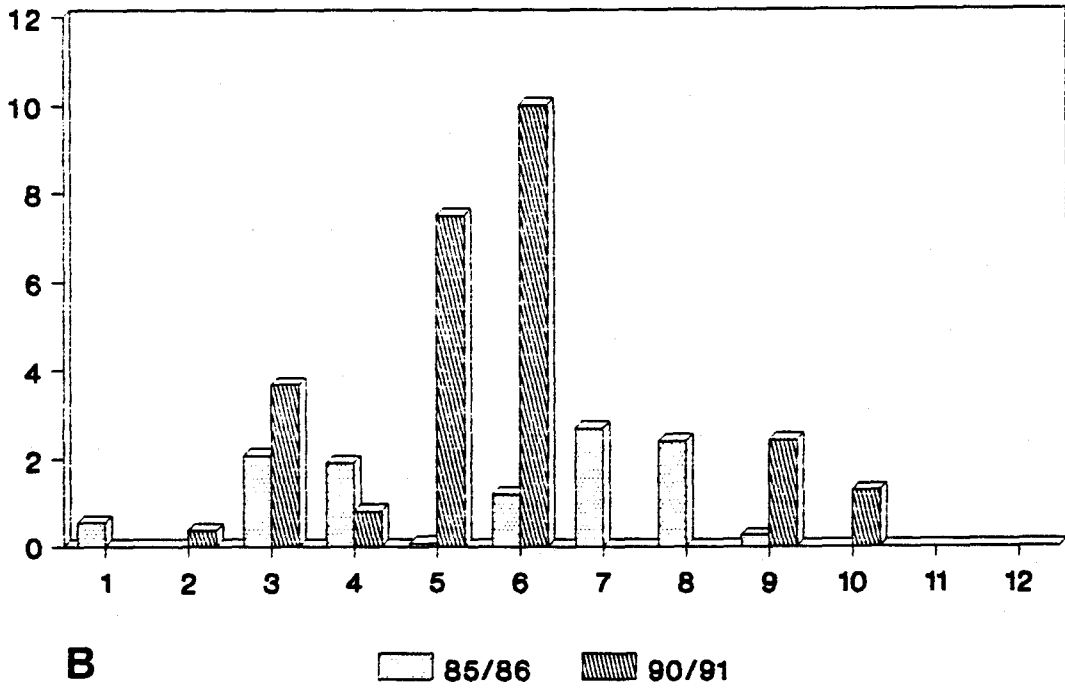
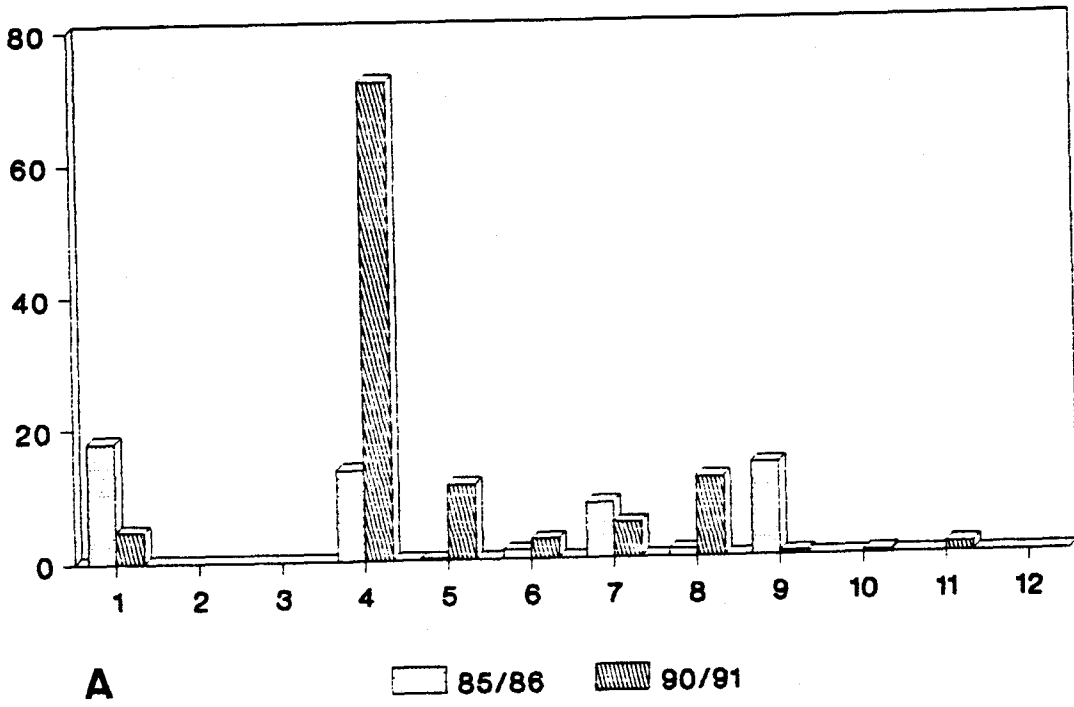


Figura 7.92.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Numenius arquata*; B, de *Numenius phaeopus*.

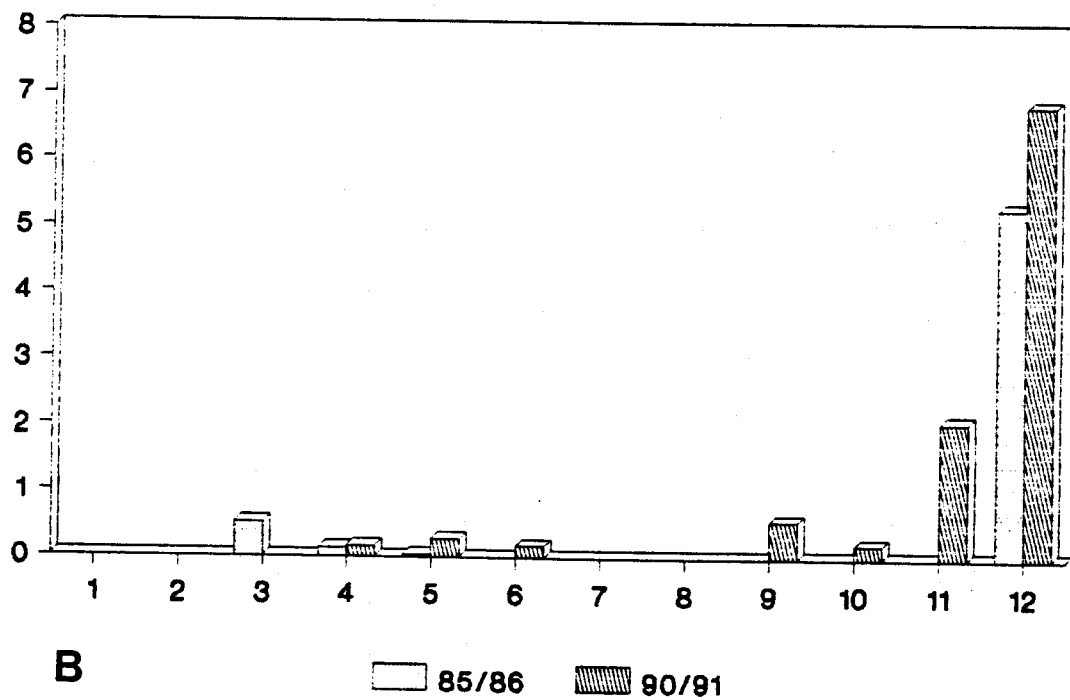
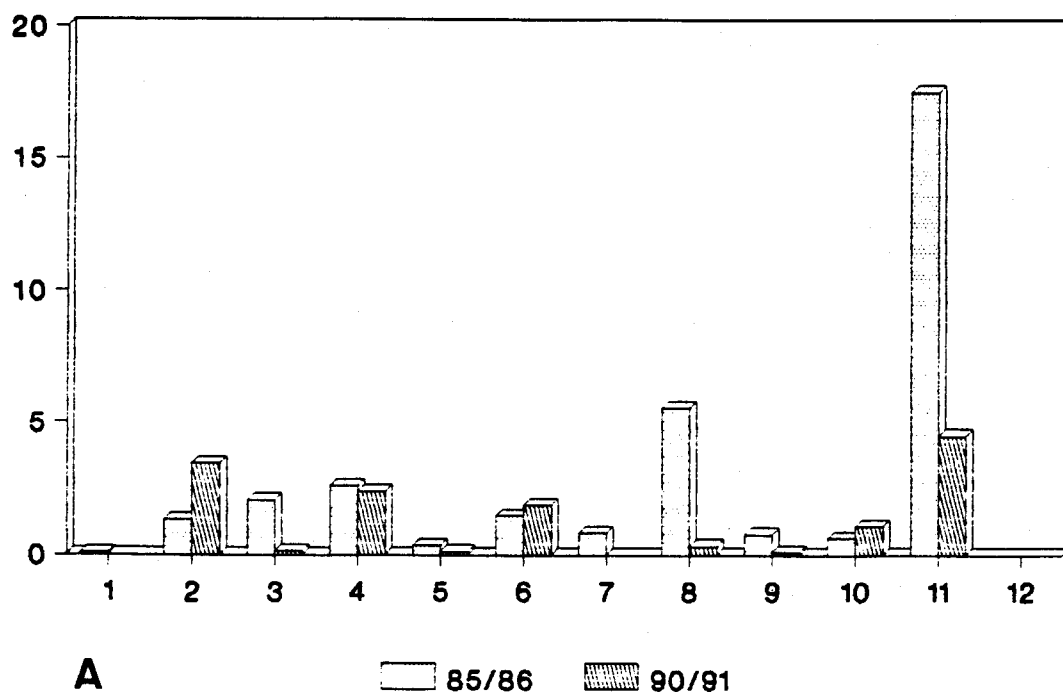


Figura 7.93.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Tringa totanus*; B, de *Tringa nebularia*.

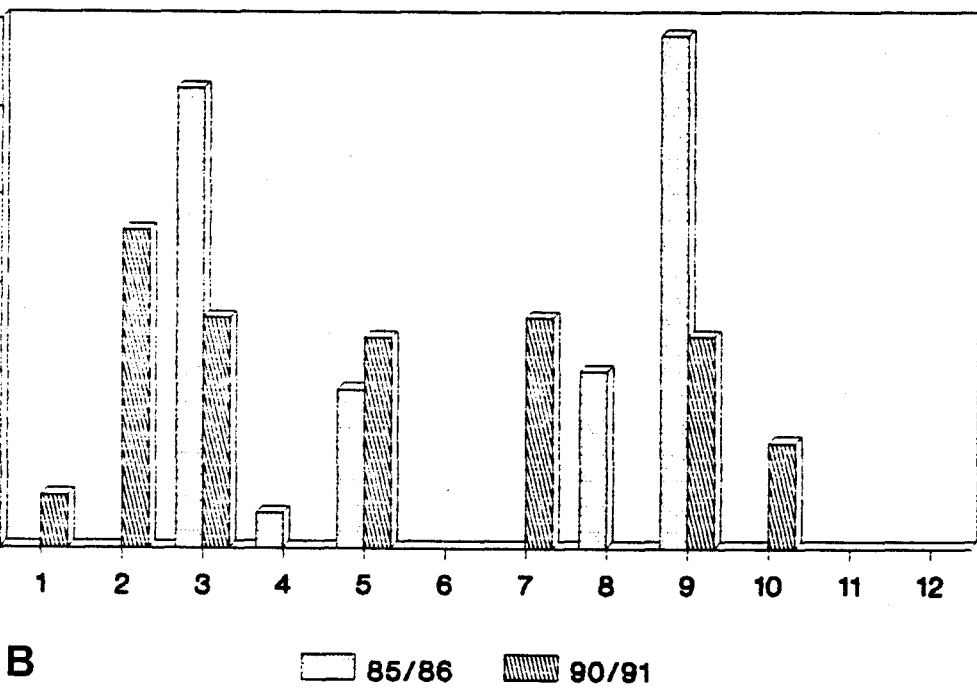
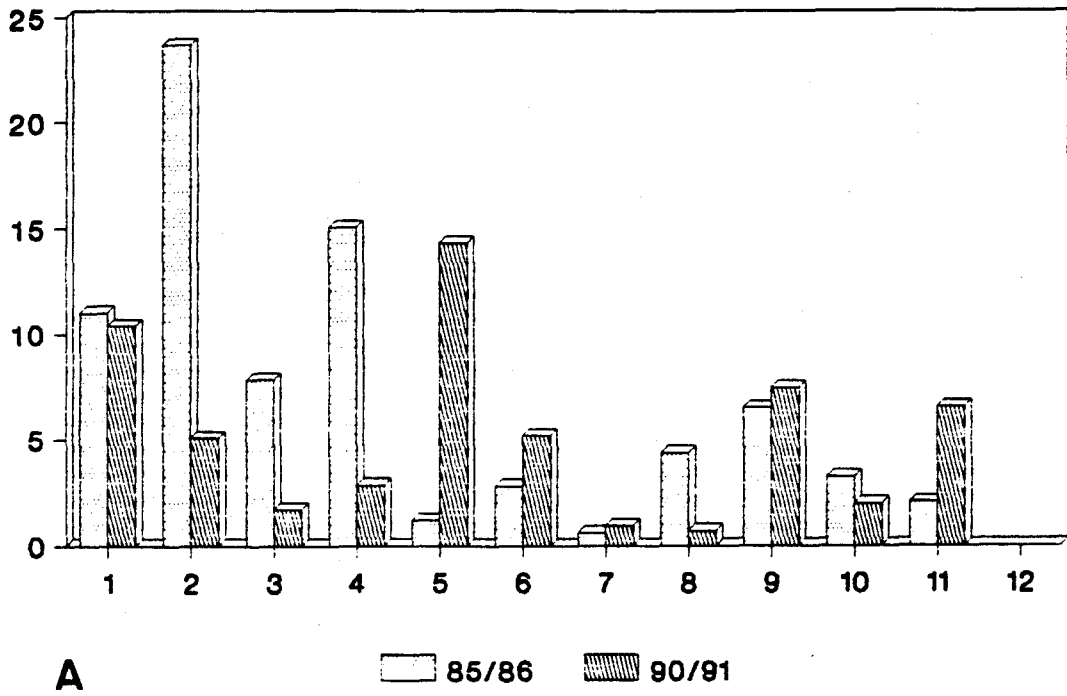
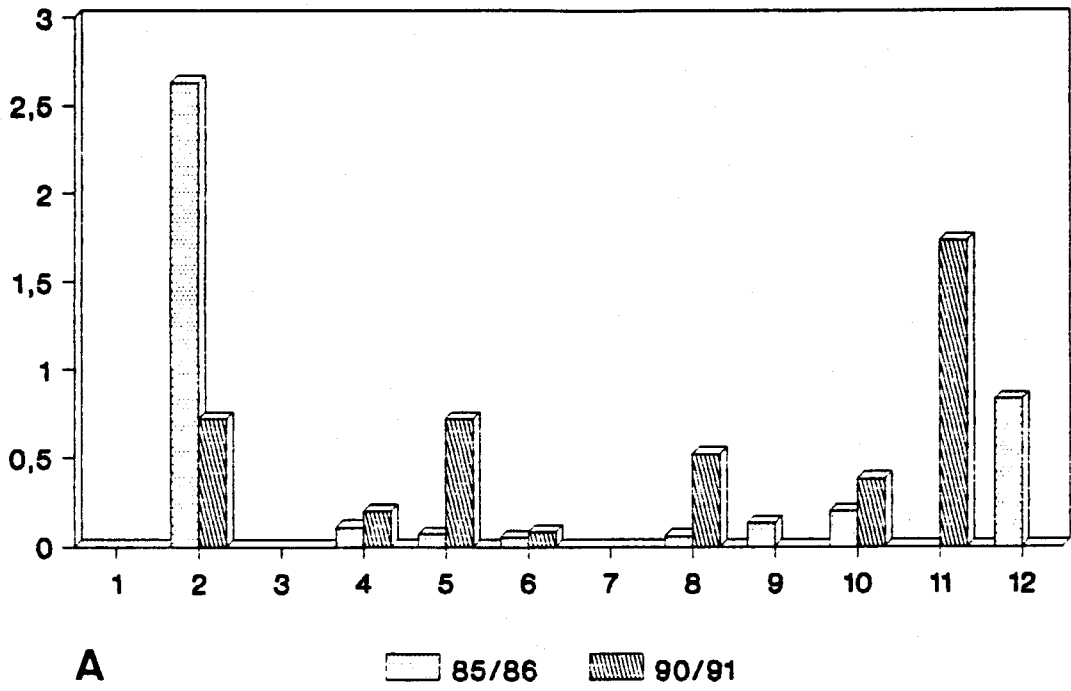


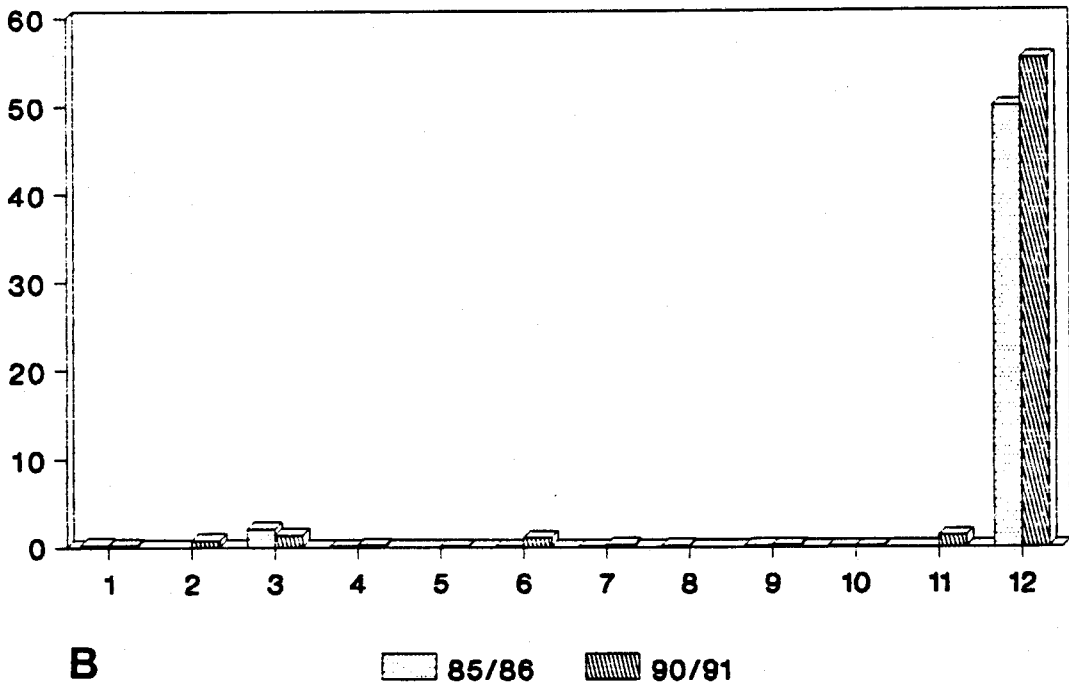
Figura 7.94.-

Histograma de dominancia, en cada una de las 12 unidades, durante los inviernos de 1985/86 y 1990/91. A, de *Actitis hypoleucos*; B, de *Arenaria interpres*.



A

85/86 90/91



B

85/86 90/91

Figura 7.95.-

Modelo de redistribución de *Charadrius alexandrinus* (A) y *Charadrius hiaticula* (B), en la Bahía de Cádiz. Realizado a partir de los censos de invernantes de 1985/86 y 1990/91.

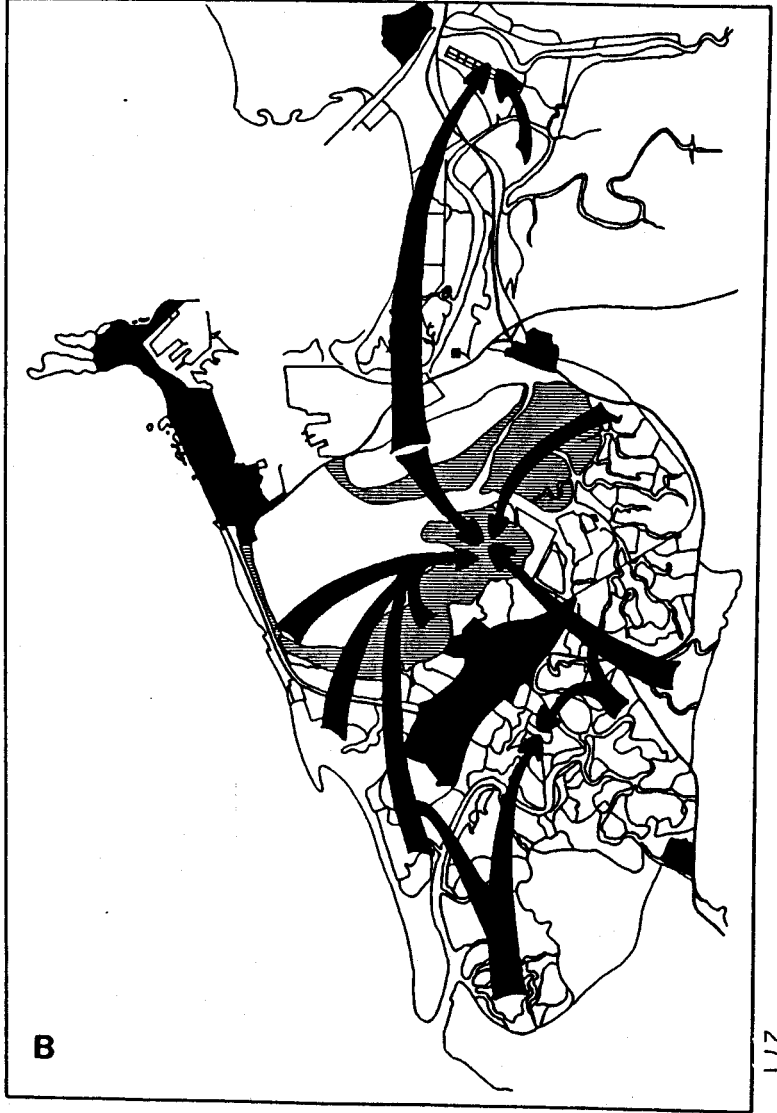
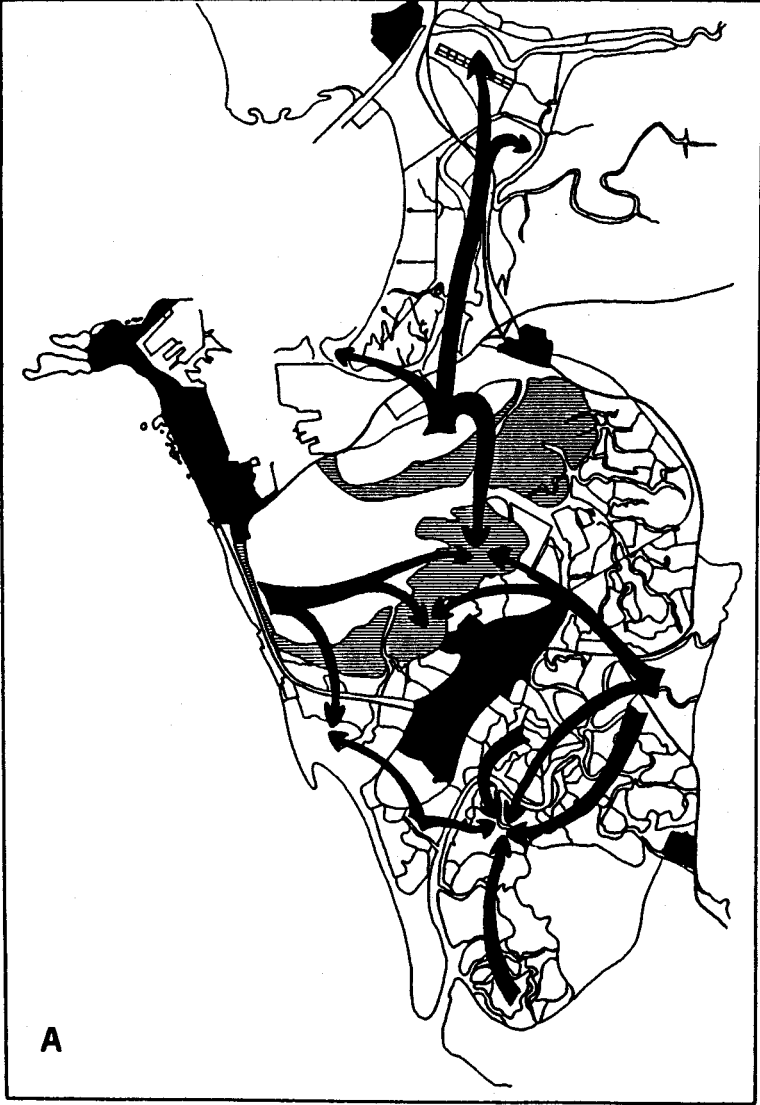
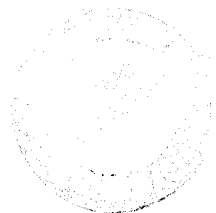


Figura 7.96.-

Modelo de redistribución de *Calidris alpina*, en la Bahía de Cádiz. Realizado a partir de los censos de invernantes de 1985/86 y 1990/91.



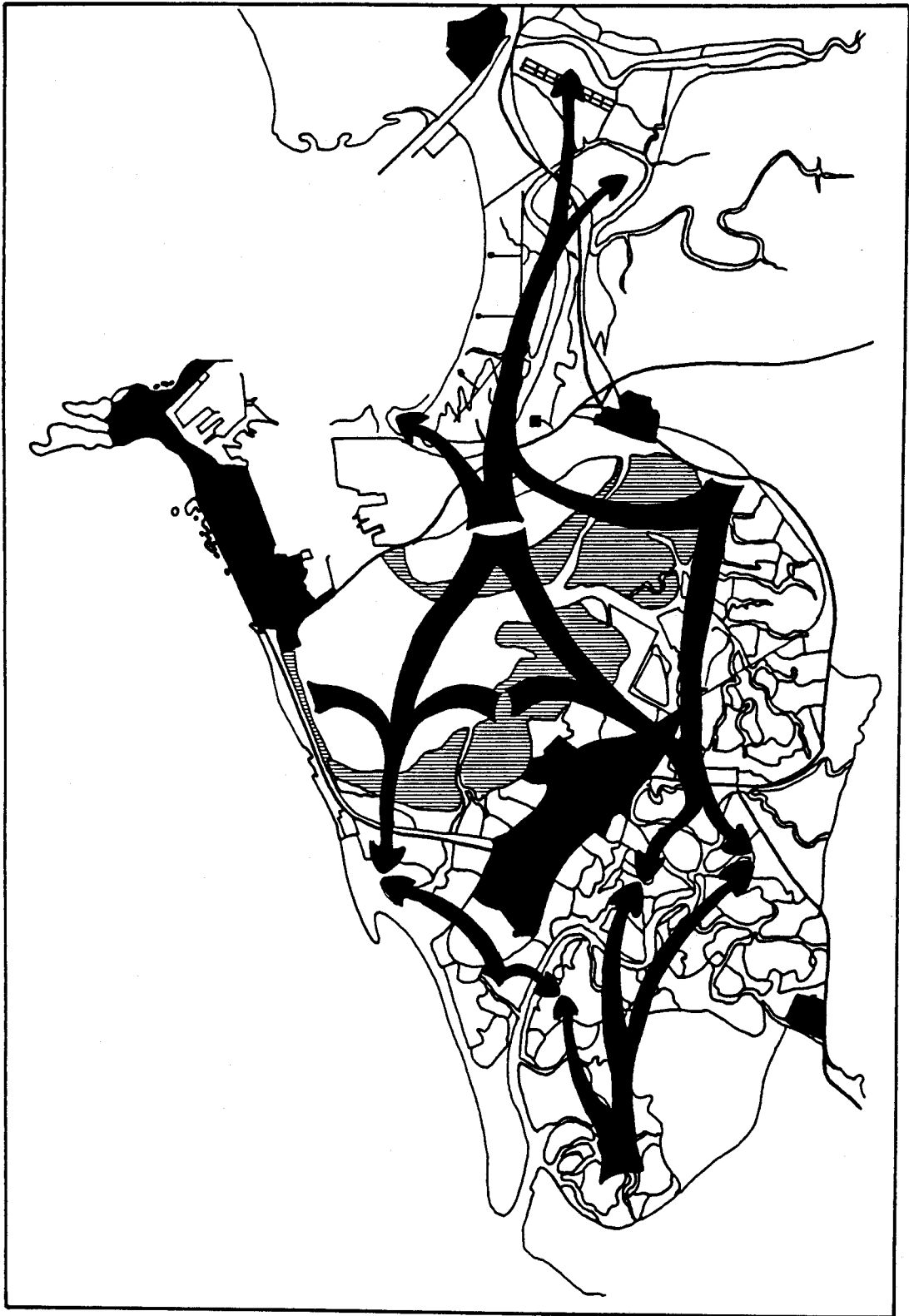


Tabla 7.1.-

Porcentajes de variación de las poblaciones de cada especie de limícola, a partir de los censos de 1985/86 y 1990/91, en cada una de las zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz. Los totales de la última fila señalan la variación global de limícolas observada en cada zona. Los totales de la última columna (T/Esp.) indican el porcentaje de variación de cada especie en toda la bahía.

Las flechas indican un incremento ↑ de las poblaciones en 1990/1991.

Especies/Zonas	1	2	3	4	5	6	9	10	11	12	13	14	15	16	18	19	20	21	T/Esp.	
<i>Haematopus ostralegus</i>			151,5						1100											152
<i>Himantopus himantopus</i>	80	1100		1100	80,2	186,3				150	1100	182,3	155	59,5	88	1100	80			15,4
<i>Recurvirostra ausetta</i>	18,8	1100		1100	1100	1100	1100			14,4	1100	73,8	159,4	27	75,7		100			10,8
<i>Charadrius hiaticula</i>	173,3	1100	180	73,4	82,3	21,3	185	189,1	81,7	100	82,7	60,8	53,5	136,1	167,6	85	13,8	63,4		17,4
<i>Charadrius alexandrinus</i>	119,7	89,8	0	93,7	54,1	95,8	172,9	87,5	32,9	88,8	99,7	112,1	26,2	73,1	12,5	98,1	98,2			32,9
<i>Pluvialis squatarola</i>	33,4	75	86,8	87,3	83,8	73,4	111,7	53,3	37,2	173,5	85,8	27,8	156,5	57,4	47,5	16,8	56,2			49,7
<i>Calidris alba</i>	187		8,8					1100	184,7		100				1100			1100	118,7	161,1
<i>Calidris minuta</i>	137,8		100		150							186,8	100	1100	100					28
<i>Calidris saritima</i>																		50		50
<i>Calidris alpina</i>	119,2	189,5	183,3	71,8	83,3	82,7	121,8	78,3	95,5	150,7	22,4	182,2	8,78	185,7	38,3	47,7	20,8	40		7
<i>Limosa limosa</i>	73,4			171,3	137,5	1100	1100	100	59,5	18,1	182,2	99,1		178,9	1100	1100				17,1
<i>Limosa lapponica</i>	100	1100	171,4		78,7	187	188,3	175,8	141,8	100	100	1100		100	1100					37,8
<i>Numenius arquata</i>	100	194,7	87,5	92,5	28,8	88,4	170	75	71	100	96,9				1100	1100	1100	31,5		86,7
<i>Tringa totanus</i>	2,8	135,7	56,8	100	70,2	148,8	188,8	75	178,1	181,9	81,8	33,5	36,8	129,4	27,8	158,3	151,1			26,9
<i>Arenaria interpres</i>	14,2	1100	120	150		1100	1100	1100	185,7	180	100	50	1100	100	0			1100	41,3	15,1
TOTALES	15	183,8	149,8	11,8	73,8	39,8	147,7	54,8	72,1	140,7	51,8	28,7	14	0,4	115,4	44,8	10,2	47		

Tabla 7.2.-

Significación estadística de las variaciones de abundancia (incremento \uparrow o decremento \downarrow), calculadas para once especies de aves limícolas, entre los inviernos de 1985/1986 y 1990/1991.

ESPECIE	%	$r \pm ES$	P	SIGNIFICATIVO
<i>Charadrius hiaticula</i>	↓ 17.4	0.46 ± 1.62	0.05	si
<i>Charadrius alexandrinus</i>	↓ 32.9	0.62 ± 0.84	0.0071	si
<i>Pluvialis squatarola</i>	↓ 49.7	0.61 ± 0.87	0.0082	si
<i>Calidris alba</i>	↑ 61.1	0.59 ± 1.29	0.12	no
<i>Calidris minuta</i>	↓ 28.0	-0.03 ± 1.47	0.94	no
<i>Calidris alpina</i>	↓ 7.0	0.43 ± 1.68	0.06	no
<i>Limosa limosa</i>	↑ 17.1	0.53 ± 2.18	0.5	no
<i>Limosa lapponica</i>	↑ 37.8	-0.27 ± 1.59	0.36	no
<i>Numenius arquata</i>	↓ 66.7	0.36 ± 1.21	0.16	no
<i>Tringa totanus</i>	↓ 26.9	0.09 ± 1.36	0.70	no
<i>Arenaria interpres</i>	↓ 15.1	0.65 ± 1.05	0.005	si

Tabla 7.3.-

Significación estadística de las variaciones de abundancia de las poblaciones de aves limícolas (incremento ↑ o decremento ↓), calculadas para las 21 zonas estudiadas de la Bahía de Cádiz, entre los inviernos de 1985/86 y 1990/91.

ZONAS	%	$r \pm ES$	P	SIGNIFICATIVO
1	↑ 5.0	0.75 ± 1.48	0.0004	si
2	↑ 83.8	0.75 ± 1.39	0.095	no
3	↑ 49.6	0.85 ± 0.71	0.0002	si
4	↑ 1.8	0.36 ± 2.53	0.23	no
5	↓ 73.8	0.92 ± 0.88	0.000	si
6	↓ 39.8	0.61 ± 1.69	0.009	si
9	↑ 47.7	0.75 ± 1.40	0.007	si
10	↓ 54.8	0.70 ± 1.65	0.015	si
11	↓ 72.1	0.79 ± 1.39	0.002	si
12	↑ 40.7	0.66 ± 1.72	0.012	si
13	↓ 51.8	0.57 ± 2.17	0.023	si
14	↓ 28.7	0.71 ± 1.73	0.001	si
15	↑ 4.0	0.93 ± 0.88	0.000	si
16	↓ 0.4	0.76 ± 1.52	0.0008	si
18	↑ 15.4	0.70 ± 1.82	0.0004	si
19	↓ 44.8	0.53 ± 1.87	0.11	no
20	↓ 10.2	0.57 ± 1.88	0.03	si
21	↓ 47.0	0.96 ± 0.47	0.00014	si

Tabla 7.4.-

Variaciones en las poblaciones de limícolas invernantes en la costa atlántica europeas a partir de PRATER (1976) y SMIT y PIERSMA (1989). Se indica los motivos principales de los cambios observados (según SMIT y PIERSMA, 1989).

ESPECIES	PRATER (1976)	SMIT Y PIERGMA (1989)	MOTIVOS CAMBIOS OBSERVADOS
<i>Haematopus ostralegus</i>	559.000	856.000	* Población aumenta * Mejor cobertura
<i>Recurvirostra avosetta</i>	18.300	31.500	* ¿Mejor cobertura?
<i>Charadrius hiaticula</i>	19.800	42.500	* Población aumenta * Mejor cobertura
<i>Charadrius alexandrinus</i>	< 50	5.100	* Mejor cobertura
<i>Pluvialis squatarola</i>	29.200	61.200	* Población disminuye
<i>Calidris canutus</i>	609.300	345.300	* Población disminuye
<i>Calidris alba</i>	10.000	26.600	* Mejor cobertura
<i>Calidris maritima</i>	?	32.100	* Mejor cobertura
<i>Calidris alpina</i>	1.130.000	1.135.000	* Población disminuye
<i>Limosa limosa</i>	40.100	45.500	* ?
<i>Limosa lapponica</i>	89.200	114.900	* Población aumenta * Mejor cobertura
<i>Numenius arquata</i>	145.900	314.700	* Mejor cobertura
<i>Tringa totanus</i>	123.900	121.600	* Población disminuye
<i>Arenaria interpres</i>	12.900	67.400	* Mejor cobertura
TOTAL	2.840.000	3.208.000	

VIII. CONCLUSIONES

1. Atendiendo al número de aves limícolas invernantes, la Bahía de Cádiz ocupa actualmente el primer lugar de importancia nacional con el 25 % de las poblaciones españolas. Las poblaciones de *Recurvirostra avosetta*, *Charadrius hiaticula*, *Charadrius alexandrinus*, *Calidris alpina*, *Limosa limosa* y *Tringa totanus*, superan los 1.000 individuos y representan porcentajes superiores al 11% Y 6% de las poblaciones españolas e Ibéricas respectivamente.
2. La Bahía de Cádiz adquiere importancia internacional al albergar 25.000 limícolas invernantes, de las que cinco especies presentan poblaciones superiores al 1%, de la vía de vuelo del Atlántico oriental. Estas especies son : *Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta*, *Charadrius hiaticula*, *Charadrius alexandrinus* y *Limosa limosa*.
3. *Charadrius hiaticula*, *Pluvialis squatarola*, *Calidris alba* y *Limosa lapponica* depredan principalmente sobre Poliquetos y Moluscos, en la zona intermareal de la Bahía de Cádiz. El Zarapito Real también utiliza este hábitat aunque depreda principalmente sobre Crustáceos y secundariamente sobre Poliquetos. Las especies *Himantopus himantopus*, *Charadrius alexandrinus*, *Calidris minuta*, *Tringa totanus* y *Limosa limosa* son depredadores típicos de los humedales periféricos de la Bahía, como salinas y cultivos marinos extensivos, y capturan principalmente Coleópteros, Dípteros y Moluscos. En estas zonas la materia vegetal puede formar parte importante de la dieta de algunas especies, como *Himantopus himantopus*, *Limosa limosa* y *Tringa totanus*.
4. En la dieta del Archibebe Común se incluyen por vez primera una especie y cuatro géneros de Coleópteros, (*Gyrinus dejeani*, *Enochrus*, *Potamonecte*, *Octhebius* y *Berosus*).
5. Las salinas y zonas de cultivos extensivos de peces juegan un papel importante, como comederos alternativos y reposaderos de las poblaciones de limícolas invernantes en la Bahía de Cádiz.
6. El espectro de especies que obtienen sus recursos en las salinas y

cultivos tradicionales en marea baja es mayor que el de las especies que los obtienen en los cultivos extensivos. En las salinas y cultivos tradicionales depredan trece especies de limícolas: *Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta*, *Charadrius hiaticula*, *Charadrius alexandrinus*, *Pluvialis squatarola*, *Calidris alba*, *Calidris minuta*, *Calidris ferruginea*, *Calidris alpina*, *Limosa limosa*, *Tringa totanus*, *Tringa nebularia* y *Actitis hypoleucos*, mientras que en los cultivos extensivos, depredan en marea baja siete especies: *Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta*, *Charadrius alexandrinus*, *Calidris minuta*, *Tringa totanus*, *Limosa limosa* y *Actitis hypoleucos*.

7. Durante la bajamar las limícolas presentan mayor actividad depredadora en las salinas (46% de las poblaciones) que en los cultivos extensivos (7%). En pleamar esta actividad sigue siendo elevada (35%) en las salinas, mientras que en los cultivos extensivos sólo se alcanza el 25%.

8. En general las limícolas, especialmente los de pequeño tamaño como el *Charadrius hiaticula*, *Charadrius alexandrinus*, *Calidris minuta* y *Calidris alpina*, no cubren sus necesidades tróficas durante la bajamar, por lo que necesitan continuar depredando en pleamar.

9. Los cultivos tradicionales y extensivos adquieren un papel relevante como comederos alternativos, durante la primera semana después del despesque, debido a que algunas especies de limícolas, principalmente *Charadrius hiaticula* y *Charadrius alexandrinus*, *Calidris alpina*, *Calidris minuta*, pueden depredar en las playas de los esteros.

10. La diversidad de microhábitats que presentan las salinas, cultivos tradicionales y cultivos extensivos a lo largo de los ciclos mareales y de manejo de los esteros, permite la explotación diferencial de los recursos existentes por las distintas especies de limícolas según sus requerimientos energéticos y adaptaciones morfológicas.

11. En el invierno de 1990/91 la población global de las limícolas invernantes en la Bahía de Cádiz presenta una disminución de un 12.5% con respecto a la que había cinco años antes.

12. Al comparar el censo realizado en el invierno 1990/91 con el del invierno 1985/86, se encuentran diferencias significativas en las siguientes especies:

- *Haematopus ostralegus*, incrementa en un 52%.
- *Charadrius hiaticula*, disminuye en un 17.4%.
- *Charadrius alexandrinus*, disminuye en un 32.9%
- *Pluvialis squatarola*, disminuye en un 49.7%.

13. Las transformaciones de Salinas y Cultivos tradicionales en cultivos extensivos y semintensivos ha ocasionado, además de las disminuciones poblacionales, ostensibles desplazamientos a otras zonas menos alteradas. Siendo las especies de la familia *Charadriidae* las que más han acusado este efecto.

14. La transformación de comederos intermareales de la Bahía de Cádiz, en parques de cultivo de bivalvos, ha ocasionado una importante disminución (superior al 70%) de las limícolas que utilizaban dichos comederos y un desplazamiento a zonas húmedas periféricas menos transformadas.

15. En las zonas 5, 6, 10, 11, 13, 14, 16 y 20, que han sufrido transformaciones debidas a la actividad humana, ha disminuido significativamente el número de limícolas invernantes. En cambio, en las zonas 1, 9, 12 y 18, que no han sido apenas alteradas, ha habido un aumento significativo en las poblaciones invernantes.

16. La Bahía de Cádiz cumple los requisitos para ser incluida en la lista de áreas *Ramsar*, por lo que se debe potenciar todas las acciones encaminadas a proteger y conservar sus diversos hábitats, procurando especialmente mantener una heterogeneidad de microhábitats con

niveles de agua inferiores a 20 cm y sometidos a los flujos mareales, donde puedan obtener sus recursos las limícolas de pequeño tamaño.

17. Se debe regular, por parte de los organismos competentes la proliferación de todas aquellas acciones que puedan alterar las zonas dedicadas a salinas y cultivos tradicionales así como las zonas intermareales de la Bahía de Cádiz.

IX. BIBLIOGRAFIA

- ALBA, F. J. y NUÑEZ, J., 1982. Estudio de la concentración de oxígeno disuelto en esteros: Diferencias entre puntos, variación temporal, incidencia del estancamiento y ritmo circadiano. *Simposio Nacional sobre Acuicultura de Esteros*. Cádiz, Noviembre 1982.
- ALBERTO, L. J. y PURROY, F. J., 1981. Censos de limícolas invernantes en España (1978, 79 y 80), realizados por la Sociedad Española de Ornitología. *Ardeola*, 28: 3-34.
- ALBERTO, L. J. y PURROY, F. J., 1983. Datos del censo invernal de limícolas de 1981 y 1982 en España. *Ardeola*, 30: 93-98.
- ALBERTO, L. J. y VELASCO, T., 1984. Censo Nacional de Limícolas. Resultados de enero de 1984. *La Garcilla*, 64: 19-21
- ALBERTO, L. J. y VELASCO, T., 1986. Censo Nacional de Limícolas. Resultados de Enero de 1985. *La Garcilla*, 66: 29-32
- ALBERTO, L. J. y VELASCO, T., 1988. Limícolas invernantes en España. En: *Invernada de aves en la Península Ibérica*. J. L. Tellería (Ed.). *Monografías S.E.O.*, 1: 71-78.
- ALEGRE, J. y HERNANDEZ, A., 1989. La comunidad ornítica de la Laguna de Santiz (Valdepolo, León). Parámetros ecológicos. *Oxyura*, 5: 61-82.
- AMAT, J. A., 1980. *Ecología de la comunidad de patos de la P. N. de Doñana*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Inédita.
- AMAT, J. A., 1984. Las poblaciones de aves acuáticas en las lagunas andaluzas: composición y diversidad durante un ciclo anual. *Ardeola*, 31: 61-79.
- AMAT, J. A., 1986. Information on the diet of the Stone Curlew *Burhinus oedicephalus* in Doñana, Southern Spain. *Bird Study*, 33: 71-73.
- AMAT, J.A., PANIGUA, C.D., HERRERA, C.M., JORDANO, P., OBESO, J.R. & SORIGUER, R. C., 1985. *CRITERIOS DE VALORACION DE ZONAS HUMEDAS DE IMPORTANCIA NACIONAL Y REGIONAL EN FUNCION DE LAS AVES ACUATICAS*. Monografías nº 35. ICONA.
- ARAUJO, J. y GARCIA-RUA, A. E., 1974. El censo español de limícolas de enero de 1973. *Ardeola*, 20: 151-159.
- ARIAS, A., 1976. Contribución al conocimiento de la fauna bentónica de la Bahía de Cádiz. *Inv. Pesq.*, 40 (2): 355-386
- ARIAS, A. M. y DRAKE, P., 1987. Evolución de las condiciones fisicoquímicas y biológicas de un estero y su relación con los ciclos de estancamiento y renovación del agua. *Inv. Pesq.*, 51: 79-95.

- ARIAS, A. M. y DRAKE, P., 1990a. *Estados juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la Bahía de Cádiz*. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC) y Consejería de Gobernación de la Junta de Andalucía. 168 pp.
- ARIAS, A. M. y DRAKE, P., 1990b. *Acuicultura en Esteros, Septiembre de 1991*.
- ARIAS, A. M. y DRAKE, P., 1990c. *Captación de alevines con las mareas en esteros de la Bahía de Cádiz*. *Inf. Técn. Inv. Pesq.*, 156: 3-33.
- ARIAS, A. M. y DRAKE, P., 1991. *Acuicultura en esteros*. Master en Acuicultura. Universidad de Barcelona. 45 pp.
- ARIAS, A. M. y ESTABLIER, R., 1979. *Datos sobre las condiciones fisicoquímicas y el fitoplancton de los esteros de Cádiz*. *Inf. Tecn. Inv. Pesq.*, 70: 1-27.
- ARIAS, A. & RODRIGUEZ, A., 1977. *Physico-chemical factors and faunistic composition in the salt-marshes of Cádiz (Southern Spain)*. *ICES Doc., C.M. 1977/K:6 Shellfish and Benthos Committee*. 13 pp.
- ARIAS, A. M., RODRIGUEZ, R. B. y DRAKE, P., 1984. *Cultivo extensivo de peces marinos en los esteros de las salinas de San Fernando (Cádiz)*. I. *Estructura física de las salinas*. *Inf. Tecn. Inv. Pesq.*, 115: 1-15.
- ASENCIO, C. G. y MARTIN, J., 1988. *Estudio de la ornitocenosis de la laguna de Manjavacas (Cuenca)*. En: *Zonas Húmedas Ibéricas. Publicacions del Centre Verd (Valencia)*: 269-278.
- ASHMOLE, N. P. & ASHMOLE, M. J., 1967. *Comparative feeding ecology of sea birds of a tropical oceanic island*. *Peabody Mus. Nat. Hist. Bull.*, 24. 131 pp.
- ATKINSON, N. K., SUMMERS, R. W., NICOLL, M. & GREENWOOD, J. J. D., 1981. *Population, movements and biometrics of the Purple Sandpiper *Calidris maritima* in Eastern Scotland*. *Ornis Scand.*, 12: 18-27.
- BAKER, M. C. & BAKER, A. E. M., 1973. *Niche relationships among six species of shorebirds on their wintering and breeding ranges*. *Ecol. Monog.*, 43: 193-212.
- BARBOSA, A. & ASENSIO, B., 1990. *Ringling of waders in Spain: The current situation*. *Wader Study Group Bull.*, 59: 30-32.
- BARNARD, C. J. & THOMPSON, D. B. A., 1985. *Gulls and Plovers: The ecology and behaviour of mixed-species feeding groups*. Croom Helm. Beckenham.
- BATTI, L., 1988. *Seasonal and diurnal variations in the feeding intensity of waders in the Ria Formosa, Portugal*. *Wader Study Group Bull.*, 54: 9-10.

- BEINTEMA, A. J., 1983. Wet meadows in temperate Europe threatened by agriculture. In: *Shorebirds and large waterbirds conservation*. P. R. Evans, H. Hafner y P. L'Hermite (Eds.). Commission of European Communities. Brussels.
- BEINTEMA, A. J. & DROST, N., 1986. Migration of the Black-tailed Godwit. *Gerfaut*, 77: 37-62.
- BERGMAN, G., 1946. Der Steinwalzer, *Arenaria i. interpres* in seiner Beziehung zur Umwelt. *Acta Zool. Fenn.*, 47: 1- 151.
- BERGMAN, G., 1958. Auslösung von Übersprungseinschlafen sowie Ermüdung der akustisch ausgelosten Revierverteidigung durch Magnetophonwiedergabe der aggressionslaute der Steinwalzer. *Ornis Fenn.*, 35: 151-154.
- BIJLSMA, R. G., MEININGER, P. L., REKERS, M., DE RODER, F. E., SCHULTING, R. & VOGEL, R., 1985. Waders counts on the Tejo estuary near Lisbon and on the salinas of South Portugal. *Wader Study Group Bull.*, 43: 23-24.
- BLASCO, J., 1985. *Estudio de las actividades potenciales amonificadora, sulfatooxidante y sulfatoreductora en las aguas y sedimentos de la bahía de Cádiz y su zona de esteros y salinas*. Tesis doctoral. Universidad de Cádiz. 301 pp.
- BLASCO, J., GOMEZ PARRA, A., DE FRUTOS, M. & ESTABLIER, R., 1987. Evolución espacial y temporal de la concentración en los sedimentos de esteros de la bahía de Cádiz. *Inv. Pesq.*, 51 (4): 599-617.
- BLONDEL, J., 1969. Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. In: *Problème d'Ecologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres*. Masson. Paris.
- BOATES, J. S., GOSS-CUSTARD, J. D., 1989. Foraging behaviour of oystercatchers *Haematopus ostralegus* during a diet switch from worms *Nereis diversicolor* to clams *Scrobicularia plana*. 67 (9): 2225-2231.
- BOERE, G. C., 1976. The significance of the Dutch Waddensee in the annual life cycle of arctic, subarctic and boreal waders. Part 1: The function as a moulting area. *Ardea*, 64: 210-291.
- BOERE, G. C., ROSELAAR, K. y ENGELMOER, M. E., 1984. The breeding origins of Purple Sndpipers *Calidris maritima* present in The Netherlands. *Ardea*, 72: 101-109.
- BRANSON, N. J. B. A., 1987. Wash Wader Ringing Group report 1985-86. *Cambridge* 50 pp.
- BRITTON, R. H. y JOHNSON, A. R., 1987. An ecological

- account of a Mediterranean salina: the Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biol. Cons.*, 42: 185-230.
- BURTON, P. J. K., 1974. *Feeding and the feeding apparatus in waders*. British Museum. London.
- CABOT, D., 1968. *The ecology of helminth parasites from Charadriiform birds at Galway Bay*. Ph. D. Thesis. University College. Galway.
- CABOT, J., 1981. *Invernada de Correlimos común (*Calidris alpina*) en el estuario del Guadiana*. Tesina de Licenciatura. Universidad de Córdoba. 59 pp.
- CARDENAS, S., 1976. Food habits of the toadfish, *Halobatrachus didactylus* (Schneider, 1801), in the Cádiz Bay (SW Spain). *ICES Doc., C.M. 1976/G:4 Demersal Fish (Southern) Committee*. 13 pp.
- CAUGHLEY, G., 1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons. Londres.
- CEMPA, 1979. *Contagens de aves aquáticas-inverno de 1978/79*. Publ. Servico Estudos Ambiente. Lisboa. 17 pp.
- CEMPA, 1980. *Contagens de aves aquáticas-inverno de 1980*. Publ. Servico Estudos Ambiente. Lisboa. 13 pp.
- CEMPA, 1981. *Contagens de aves aquáticas-jan. 1981*. Publ. Servico Estudos Ambiente. Lisboa. 21 pp.
- CLAVIJO, S., 1960. *La ciudad de San Fernando, Historia y Espíritu*. Ayuntamiento de la Ciudad II.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L., 1983. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: The birds of the Western Palearctic*. Vol. 3. Oxford University Press. Oxford.
- DAVIDSON, N. C., & EVANS, P. R., 1986. The role and potential of man-made and man-modified wetlands in the enhancement of the survival of overwintering shorebirds. *Colonial Waterbirds*, 9(2): 176-188.
- DAVIDSON, N. C., & EVANS, P. R. (Eds.), 1986. The ecology of migrant Knots in north Norway. *Report SRG86/1*. University of Durham.
- DAVIDSON, N. C., STRANN, K. B., CROCKFORD, N. J., RICHARDSON, J. R., STANDEN, L. S., TOWNSHEND, D. J., UTLLEY, J.D., WILSON, J. & WOOD, A. G., 1986. The origins of Knots in arctic Norway in spring. *Ornis Scand.* 17: 175-179.
- DEL AMO, L. y ENA, V., 1988. Dinámica interanual de la comunidad de acuáticas de la Salina Grande (Villa fáfila, Zamora). *Zonas Húmedas Ibéricas. Publicacions del Centre Verd (Valencia)*: 181-186.

- DICK, W. A. J. (Ed.), 1975. *Oxford and Cambridge Mauritanian Expedition 1973 report*. Cambridge. 79 pp.
- DICK, W. A. J., PIENKOWKI, M. W., WALTNER, M. & MINTON, C. D. T., 1976. Distribution and geographical origins of Knot *Calidris canutus* in Europe and Africa. *Ardea* 61: 22-47.
- DICKSON, K. M., 1989. Trends in sizes of breeding duck populations in western Canada, 1955-89. *Canadian Wildlife Service Progress Notes*, 186: 1-9.
- DIJK, G. VAN, 1982. De populatie-omvang (broedpaten) van enkele weidevogelsoorten in Nederland en de omliggende landen. *Vogeljaar*, 31:117-133.
- DIJK, A. J. VAN, DIJK, K. VAN, DIJKSEN, L. J., SPANJE, T. M. VAN & WYMENGA, E., 1984. Waders of the Gulf of Gabes, Tunisia, January to March 1984. *Wader Study Group Bull.*, 41: 16-18.
- DOMINGUEZ, J., 1988. *Taxocenosis de limícolas (Charadrii) de las rías gallegas*. Tesis Doctoral. Santiago de Compostela. 654 pp.
- DOMINGUEZ, J., 1988. *Taxocenosis de limícolas (Charadrii) de las rías gallegas; con especial referencia a las de Arosa y Ortigueira*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago. Inédita.
- DOMINGUEZ, J., 1990. Distribution of estuarine waders wintering in the Iberian Peninsula in 1978-1982. *Wader Study Group Bull.*, 59: 25-28.
- DRAKE, P., ARIAS, A. M., & RODRIGUEZ R. B., 1984. Cultivo extensivo de peces marinos en los esteros de las salinas de San Fernando (Cádiz). II. Características de la producción de peces. *Inf. Téc. Inst. Inv. Pesq.* nº 16.
- DRIJVER, C. A. & MARCHAND, M., 1985. *Taming the floods. Environmental aspects of floodplain development in Africa*. CML-Report. Leiden.
- DUGAN, P. J., 1980. Spring counts of waders at coastal wetlands in Southern Spain. *Wader Study Group Bull.*, 30: 14-16.
- DUGAN, P. J., 1987. Socio-economic considerations in protecting shorebird sites in the developing world: some priorities and implications for the direction of future research. *Wader Study Group Bull.*, 49, Suppl/IWRB Spec. Publ., 7: 146-148.
- DURELL, S. E. A. LE V. DIT & KELLY, C. P., 1990. Diets of Dunlin *Calidris alpina* & Grey Plover *Pluvialis squatarola* on the Wash as determined by dropping analysis. *Bird Study*, 37: 44-47.
- ENA, V. y DEL AMO, L., 1987. Variaciones estructurales de

- la comunidad de acuáticas en la Salina Grande (Villafáfila, Zamora) durante 1985-1987. *Act. I Congr. Nac. Aves Esteparias*. León. pp. 303-313.
- ENGELMOER, M., PIERSMA, T., ALTENBURG, W. & MES, R., 1984. The Banc d'Arguin (Mauritania). En: *Coastal waders and wildfowl in winter*. P. R. Evans, J. D. Goss-Custard & W. G. Hale (Eds.). Cambridge Univ. Press. Cambridge. pp. 293-310.
- ENS, B.J., PIERSMA, T., WOLFF, W. J., ZWARTS, L. (edits.), 1990. Homeward Bound: Problems Waders Face When Migrating From The Banc D'Arguin, Mauritania, To Their Northern Breeding Grounds in Spring. Special edition of *ARDEA* 78 (1/2).
- ESSELINK, P., ZWARTS, L., 1989. Seasonal trend in burrow depth and tidal variation in feeding activity of *Nereis diversicolor*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 56: 243-254.
- ESTABLIER, R., GUTIERREZ, M., 1980. Acumulación de cadmio a partir del agua de mar por el robalo, *Dicentrarchus labrax*, y la dorada *Sparus aurata*, y sus efectos histopatológicos. *Inv. Pesq.*, 44 (1): 43-54.
- ESTABLIER, R., GUTIERREZ, M. y ARIAS, A. M., 1978. Acumulación y efectos histopatológicos del mercurio inorgánico orgánico en la lisa (*Mugil auratus* Risso). *Inv. Pesq.*, 42(1): 65-80.
- ESTABLIER, R., PASCUAL, E., LUBIAN, L. M. y GOMEZ, A., 1982. Variación estacional de algunos parámetros fisicoquímicos en diversas zonas de los esteros de tres salinas gaditanas. *Simposio Nacional sobre Acuicultura de Esteros*. Cádiz, Noviembre 1982.
- ESTABLIER, R., LUBIAN, L. M., BLASCO, J. y GOMEZ, A., 1984. Estudio de las variaciones fisicoquímicas de salinas de Cádiz dedicadas al cultivo extensivo de peces. *Inf. Técn. Inv. Pesq.*, 112: 1-135.
- ESTABLIER, R., LUBIAN, L. M. & BLASCO, J., 1986. Fitoplancton e hidrología de la bahía de Cádiz (SO de España), de marzo de 1980 a diciembre de 1983. *Inv. Pesq.*, 50 (1): 69-81.
- ESTABLIER, R. & PASCUAL, E., 1983. Efecto del cadmio y del cobre sobre el desarrollo de los huevos de *Sepia officinalis* Linneo. *Inv. Pesq.*, 47 (1): 143-150.
- EVANS, P. R., 1968. Autumn movements and orientation of waders in northeast England and southern Scotland, studied by radar. *Bird Study*, 15: 53-64.
- EVANS, P. R., 1976. Energy balance and optimal foraging strategies in shorebirds some implications for their distributions and movements in the non-breeding season. *Ardea* 64: 117-139.

- EVANS, P. R. & DUGAN, P. J., 1984. Coastal birds: numbers in relation to food resources. En: *Coastal waders and wildfowl in winter*. P. R. Evans, J. D. Goss-Custard y W. G. Hale (Eds.). Cambridge Univ. Press. Cambridge. pp. 8-28.
- EVANS, P. R., HERDSON, D. M., KNIGHTS, P. J. & PIENKOWSKI, M. W., 1979. Short term effects of reclamation of part of Seal Sands, Teesmouth, on wintering waders and Shelduck. *Oecologia*, 41: 183-206.
- FERNANDEZ-CRUZ, M., MARTI, R., MARTINEZ, A. & MONREAL, J., 1987. Clasificación de las zonas húmedas españolas en función de las aves acuáticas. *La Garcilla* 69: 21-23.
- FLORES, V., GOMEZ, A., GALAN, M. y SALES, D., 1979. Contaminación de las aguas de la Bahía de Cádiz. Estudio del caño de Sancti-Petri. *Ingeniería Química*, Junio: 71-76.
- FOURNIER, O. y FOURNIER, S., 1972. Anátidas, fochas y limícolas en las costas cantábricas y gallegas. Enero 1969. *Ardeola*, 17-18: 79-98.
- FOURNIER, O. & SPITZ, F., 1969. Etude biometrique des limicoles II. Differentiation biométrique et cycle de présence des populations de *Tringa totanus* stationnant dans le sud de la Vendée. *Oiseau Rev. Fr. Ornithol.* 39: 242-251.
- FRISCH, O. VON, 1956. Zur Brutbiologie und Jugendentwicklung des Brachvogels. *Z. Tierpsychol.*, 13: 50-81
- FRISCH, O. VON, 1959. Die Bedeutung des Elterlichen Warnrufs für Brachvogel- und andere Limikolenkuckern. *Z. Tierpsychol.*, 15: 381-382.
- FULLER, R. J. & LANGSLOW, D.R., 1986. Ornithological evaluation for wildlife conservation. In "Wildlife conservation evaluation". Ed. M. B. Usher. Chapman & Hall, London.
- GALARZA, A., 1984. Fenología de las aves acuáticas en el estuario de Gernika (Golfo de Vizcaya). *Ardeola*, 31: 17-25.
- GAVALA Y LABORDE, J., 1927. *Bol. Inst. Geol. Min. Esp.*, 49 (3ª ser.).
- GERSTER, G., 1975. The Niger. *Natl. Geogr. Mag.*, 148: 152-190.
- GOMEZ PARRA, A., 1978. *Estudio de la influencia de vertidos urbanos en aguas del año Sancti-Petri*. Tesina de Licenciatura. Universidad de Cádiz. 87 pp. Inédita.
- GOMEZ PARRA, A., 1983. *Determinación de los niveles de contaminación por metales pesados y su evaluación estacional en los sedimentos de la bahía de Cádiz y*

- sus zonas de esteros y marismas*. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz. 328 pp. Inédita.
- GOMEZ PARRA, A., ESTABLIER, R. & BLASCO, J., 1984. Distribución de metales pesados en sedimentos superficiales de los caños de alimentación de los esteros de la bahía de Cádiz. *Inf. Técn. Inst. Inv. Pesq.*, nº 120. 20 pp.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1969. The winter feeding ecology of the redshank *Tringa totanus*. *Ibis*, 111: 338-356.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1970. The responses of Redshank, *Tringa totanus* (L.) to spatial variations in the density of their prey. *J. Anim. Ecol.*, 39: 91-113.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1973. Current problems in studying the feeding ecology of estuarine birds. *Coastal Ecology Res. Paper No. 4*: 1-33.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1977a. Optimal foraging and the size selection of worms by Redshank, *Tringa totanus*, in the field. *Anim. Behav.*, 25: 10-29.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1977b. The energetics of prey selection by redshank, *Tringa totanus* (L.), in relation to prey density. *J. Anim. Ecol.*, 46: 1-19.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1977c. The ecology of the Wash. III. Density related behaviour and the possible effects of loss of feeding grounds on wading birds (Charadrii). *J. Appl. Ecol.*, 14: 721-739.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1978. Role of winter food supplies in the population ecology of common British wading birds. *Verh. Orn. Ges. Bayern*, 23: 125-146.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1980. Competition for food and interference among waders. *Ardea*, 61: 31-52.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1983. Spatial and seasonal variations in the food supply of waders *Charadrii* wintering in the British Isles. *Thirs Nordic Congr. Ornithol.*, 1981: 85-96.
- GOSS-CUSTARD, J. D., 1985. Foraging behaviour of wading birds and the carrying capacity of estuaries. En: *Behavioural Ecology*. R. M. Sibly & R. H. Smith (Eds.). Blackwell. Oxford. pp. 169-188.
- GOSS-CUSTARD, J. D. & DURELL, S. E. A. LE V. DIT, 1990. Bird behaviour and environmental planning: approaches in the study of wader populations. *Ibis*, 132: 273-289.
- GOSS-CUSTARD, J. D. & JONES, R. E., 1976. The diets of the Redshank and Curlew. *Bird Study*, 23: 233-243.
- GOSS-CUSTARD, J. D., JONES, R. E. & NEWBERY, P. E., 1977a. The ecology of the Wash. I. The distribution and diet of wading birds (Charadrii). *J. Appl. Ecol.*, 14: 681-

- 700.
- GOSS-CUSTARD, J. D., JENYON, R. A., JONES, R. E., NEWBERY, P. E. & WILLIAMS, R. LE B., 1977b. The ecology of the Wash. II. Seasonal variation in the feeding conditions of wading birds (Charadrii). *J. Appl. Ecol.*, 14: 701-719.
- GOSS-CUSTARD, J. D., McGRORTY, S. & KIRBY, R., 1990. Inshore birds of the soft coasts and sea-level rise. En: *Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems*. J. J. Beukema et al. (Eds.). pp. 189-193.
- GOSS-CUSTARD, J. D., McGRORTY, S., READING, C. J. & DURELL, S. E. A. LE V. (1980). Oystercatchers and Mussels on the Exe Estuary. *Essays on the Exe Estuary*. Devon. Ass. Special Vol. 2.: 161-185.
- GOSS-CUSTARD, J. D. & MOSER, M. E., 1988. Rates of change in the numbers of Dunlin, *Calidris alpina*, wintering in British estuaries in relation to the spread of *Spartina anglica*. *J. Appl. Ecol.*, 25: 95-109.
- GOSS-CUSTARD, J. D., WARWICK, R. M., KIRBY, R., McGRORTY, S., CLARKE, R. T., PEARSON, B., RISPIN, W. E., DURELL, S. E. A. LE V. DIT & ROSE, R. J., 1991. Towards predicting wading bird densities in a post-barrage severn estuary. *J. Appl. Ecol.*, 28.
- GREEN, G. H., GREENWOOD, J. J. D. & LLOYD, C. S., 1977. The influence of snow conditions on the date of breeding of wading birds in north-east Greenland. *J. Zool.*, 183: 311-328.
- GREENWOOD, J. G., 1984. Migration of Dunlins *Calidris alpina*: a worldwide overview. *Ringing Migr.*, 5: 35-39.
- GREENWOOD, J. J. D. & GOSS-CUSTARD, J. D., 1970. The relative digestibility of the prey of redshank *Tringa totanus*. *Ibis*, 112: 543-544.
- GRIMMETT, R., 1987. A review of the problemes affecting Palearctic migratory birds in Africa. *ICBP Study Report*, 22.
- GROMADZKA, J. 1983. Results of bird ringing in Poland Migrations of Dunlin. *Calidris alpina*. *Acta Ornithol.* 19: 113-136.
- HALE, W. G., 1980. *Waders*. Collins. Londres.
- HARDY, A. R. & MINTON, C. D. T., 1980. Dunlin migration in Britain and Ireland. *Bird study*, 27: 81-92.
- HARTLEY, P. H.T., 1948. The assesment of the food in birds. *Ibis*, 90: 361-381.
- HEPPLESTON, P. B., 1971. The feeding ecology of Oystercatchers (*Haematopus ostralegus* (L.)) in winter

- in Northern Scotland. *J. Anim. Ecol.*, 40: 651-672.
- HIBBERT-WARE, A. & RUTTLEDGE, R. F., 1944. A study of the inland feeding habits on the common curlew. *Brit. Birds*, 38: 22-27.
- HOLMES, R. T. & PITELKA, F. A., 1968. Food overlap among coexisting sandpipers on northern Alaskan tundra. *Syst. Zool.*, 17(3): 305-318.
- HORTAS, F., 1990. Phenology of waders in "Salinas La Tapa", Cádiz Bay, Southwest Spain. *Wader Study Group Bull.*, 59: 10.
- HOTKER, H. 1985. Migration studies of Ruffs wintering in Senegal. *Wader Study Group Bull.*, 45: 7.
- HULSCHER, J. B., 1976. Localisation of cockles (*Cardium edule* L.) by oystercatcher (*Haematopus ostralegus* L.) in darkness and daylight. *Ardea*, 64:292-310.
- HULSCHER, J. B., 1982. The oystercatcher *Haematopus ostralegus* as a predator of the bivalve *Macoma balthica* in the Dutch Wadden Sea. *Ardea*, 70: 89-152.
- ILYCHEV, V. D. (Ed.), 1985. *Migrations of birds of eastern Europe and northern Asia. Vol. IV. Gruiformes, Charadriiformes.* Nauka. Moscú. 303 pp.
- IUCN, 1986. *The IUCN Sahel Report.* Gland.
- IUCN, 1986. *Conservation and development in the Inner Niger Delta, Phase II. Report.* Gland.
- JARRY, G., ROUX, F. & CRAJKOWSKY, A. M., 1987. *L'importance des zones humides du Sahel occidental pour les oiseaux migratoires paléarctiques.* Centre Recherches Biol. Oiseaux. Paris. 68 pp.
- JONES, R. E., 1975. Food of turnstones in the Wash. *Brit. Birds*, 68: 339-341.
- JÖNSSON, P. E., 1986. The migration and wintering of the Baltic Dunlins *Calidris alpina schinzii*. *Var Fagelvärld*, suppl. 11: 71-78.
- KERSTEN, M., RAPPOLDT, M. & SMIT, C., 1981. On the accuracy of shorebird counts. *Limosa*, 54: 37-46.
- KERSTEN, M. & SMIT, C. J., 1984. The Atlantic coast of Morocco. En: *Coastal waders and wildfoul in winter.* P. R. Evans, J. D. Goss-Custard & W. G. Hale (Eds.). Cambridge University Press. pp. 276-292.
- KIRBY, J. S., WATERS, R. J. & PRYS-JONES, R. P., 1990. *Wildfoul and wader counts.* The wildfoul and wetlands trust. Cheltenham. 80 pp.
- KLETT, A. T. & KIRSCH, L. M., 1976. Diurnal use of small wetlands by ducks. *J. Wildlife Manag.*, 40: 331-333.
- KOSKIMIES, P. & POYSA, H., 1989. Waterfoul censusing in

- environmental monitoring: a comparison between point and round counts. *Ann. Zool. Fenn.* 26: 201-206.
- LACK, P., 1959. Migration across the North Sea studied by radar. Part 1. Survey through the year. *Ibis*, 101: 209-234
- LACK, P., 1963. Migration across the North Sea studied by radar. Part 5. Movements in August, winter and spring and conclusion. *Ibis*, 105: 461-492.
- LACK, P., 1986. *The atlas of wintering birds in Britain and Ireland*. Poyser. Calton. 447 pp.
- LAMBECK, R. H. D., SANDEE, A. J. J. & WOLF, L. DE, 1989. Long-term patterns in the wader usage of an intertidal flat in the Oosterschelde (SW Netherlands) and the impact of the closure of an adjacent estuary. *J. Appl. Ecol.*, 26: 419-431.
- LESLIE, R. & LESSELLS, C. M., 1978. The migration of Dunlin *Calidris alpina* through northern Scandinavia. *Ornis Scand.*, 9: 84-86.
- LINDEN, J. VAN DER, 1988. *The importance of Sahel wetlands for Palearctic migratory birds. Part II: The effects of Sahel drought on bird populations*. Report to ICBP, Cambridge of CML. Leiden.
- LUBIAN, L. M. y ESTABLIER, R., 1982. Ciclo anual del fitoplancton en tres salinas de Cádiz. *Simposio Nacional sobre Acuicultura de Esteros*. Cádiz, Noviembre 1982.
- MARTINEZ-VILALTA, A., 1985. Descripción de la comunidad de limícolas invernantes en el Delta del Ebro. *Doñana, Acta Vertebrata*. 12(2): 211-229.
- MEININGER, P. L., 1988. Interesting recoveries of Dutch-ringed Kentish Plovers *Charadrius alexandrinus*. *Wader Study Group Bull.*, 52: 8.
- MELTOFTE, H., 1986. Hunting as a possible factor in the decline of Fenno-Scandian populations of Curlews *Numenius arcuata*. *Var Fagelvärld*, suppl. 11: 135-140.
- MORRISON, R. I. G., 1976. Use of the Bay of Fundy by shorebirds. *Proc. Workshop Environmental Aspects of Fundy Tidal Power*. Wolfville, 4-5 nov. 1976.
- MOSER, M. E., 1987. A revision of population estimates for waders (Charadrii) wintering on the coastline of Britain. *Biol. Conserv.*, 39: 153-164.
- MOSER, M. E., 1988. Limits to the numbers of Grey Plovers *Pluvialis squatarola* wintering on British estuaries: an analysis of long-term population trends. *J. Appl. Ecol.*, 25: 173-185.
- MOSER, M. E. & SUMMERS, R. W., 1987. Wader population on

- the non-estuarine coasts of Britain and Northern Ireland: results of the 1981-85 winter shorebird count. *Bird study*, 34: 71-81.
- NICOLL, M., SUMMERS, R. W., UNDERHILL, L. G., BROCKIE, K. & RAE, R., 1988. Regional, seasonal and annual variations in the structure of Purple Sandpiper *Calidris maritima* populations in Britain. *Ibis*, 130: 221-233.
- NORREVANG, A., 1959. The migration patterns of some waders in Europe, based on the ringing results. *Vidensk Meddr. Dansk Naturhist. Foren.*, 121: 181-222.
- OAG MUNSTER, 1981. Inland water counts - first progress report. *Wader Study Group Bull.*, 32: 20-23.
- OAG MUNSTER, 1982. Inland water counts - second progress report. *Wader Study Group Bull.*, 35: 11-13.
- PEREZ-HURTADO, A., 1990. Estrategias alimentarias del Ostrero, *haematopus ostralegus*, sobre el Poliqueto, *Nereis diversicolor*, en relación a la edad y a la longitud del pico. *III Congreso Nacional de Etología*, León, Septiembre, 1990.
- PEREZ-HURTADO, A. & GARCIA, F. J., 1990. Information about the diet of Redshank, *Tringa totanus*, feeding in traditional salines of Cadiz Bay, Southwest Spain. *Wader Study Group Annual Meeting*. Lido degli Estensi, Italia, Octubre 1990.
- PEREZ-HURTADO, A., J.D. GOSS-CUSTARD & F.J. GARCIA. 1990. The influence of age on the foraging efficiency of the Oystercatcher, *Haematopus ostralegus*, eating mussels, *Mytilus edulis*. *III International Conference of Behaviour*, Uppsala (Suecia), Agosto 1990.
- PEREZ-HURTADO, A. & HORTAS, F., 1990. Some information about the use of salinas and marine cultures by wintering shorebirds in the Cadiz Bay, Southern Spain. *Wader Study Group Annual Meeting*. Lido degli Estensi, Italia, Octubre 1990.
- PEREZ-HURTADO, A., S. GARCIA y J.L. CERVERA., 1991a. Estimación de la biomasa del poliqueto *Hediste diversicolor* en la Bahía de Cádiz, a partir de parámetros biométricos. *Congreso Ibérico del Bentos Marino*, Murcia 1991.
- PEREZ-HURTADO, A., E. SANCHEZ, F. ESTACIO, F.J. GARCIA, y J.C. GARCIA-GOMEZ, 1991b. Estudio de la distribución espacial y zonación de los Moluscos intermareales de la Bahía de Cádiz. *Congreso Ibérico del Bentos Marino*, Murcia 1991.
- PEREZ-HURTADO, A. & HORTAS, F., 1992a. Information about

- the habitat use of salinas and marine cultures by wintering waders in Cádiz Bay, Southwest Spain. *Wader Study Group Bull.*, 65.
- PEREZ-HURTADO, A., y F. HORTAS, 1992b. Información preliminar sobre la importancia de la Bahía de Cádiz y su posible viabilidad como área Ramsar. *XI Jornadas Ornitológicas Españolas*, Mérida, Enero 1992.
- PEREZ-HURTADO, A., y F. HORTAS, 1992c. Salinas y cultivos marinos como habitats alternativos a zonas intermareales utilizadas por limícolas en la Bahía de Cádiz. *XI Jornadas Ornitológicas Españolas*, Mérida, Enero 1992.
- PEREZ-HURTADO, A., M.I. GIL Y G. OSUNA, 1992a. Distribución y dieta de la Aguja Colinegra, *Limosa limosa*, y Aguja Colipinta, *Limosa lapponica*, en la Bahía de Cádiz como estrategias que evitan la competencia interespecífica. *XI Jornadas Ornitológicas Españolas*, Mérida, Enero 1992.
- PEREZ-HURTADO, A., M. CASTRO, J.A. MASERO, B. PEREZ, G. MUÑOZ Y E. TREJO, 1992b. Estudio del error personal en la estimación del tamaño de presa ingerido por el Ostrero *Haematopus ostralegus*. *XI Jornadas Ornitológicas Españolas*, Mérida, Enero 1992.
- PEREZ-HURTADO, A. & HORTAS, F. (en prensa). Cádiz Bay, Southwest Spain, as a Ramsar area. Its importance for wintering waders. referencia *Wader Study Group Bull.*
- PIENKOWSKI, M. W., 1981. Differences in habitat requirements and distribution patterns of plovers and sandpipers as investigated by studies of feeding behaviour. *Verh. Ornith. Ges. Bayern*, 23: 105-124.
- PIENKOWSKI, M. W., 1982. Diet and energy intake of Grey and Ringed Plovers, *Pluvialis squatarola* and *Charadrius hiaticula*, in the non-breeding season. *J. Zool.*, 197: 511-549.
- PIENKOWSKI, M. W., 1983. Changes in the foraging pattern of plovers in relation to environmental factors. *Anim. Behav.*, 31: 244-264.
- PIENKOWSKI, M. W. & EVANS, P. R., 1981. Migratory behavior of shorebirds in the western palearctic. En: *Shorebird migration and foraging behavior*. J. Burger & B. L. Olla (Eds.). Plenum Press. Nueva York. pp. 73-123.
- PIENKOWSKI, M. W., FERNS, P. N., DAVIDSON, N. C. & WORRAL, D. H., 1984. Balancing the budget: measuring the energy intake and requirements of shorebirds in the field. En: *Coastal waders and wildfowl in winter*. P. R. Evans, J. D. Goss-Custard & W. G. Hale (Eds.). Cambridge University Press. pp. 29-56.
- PIERSMA, T., 1986. Breeding waders in Europe. A review of

- population size estimates and a bibliography of information sources. *Wader Study Group Bull.*, 48 (suppl.): 1-116.
- PIERSMA, T., BEINTEMA, A. J., DAVIDSON, N. C., MUNSTER, O. A. G. & PIENKOWSKI, M. W., 1987a. Wader migration systems in the East Atlantic. *Wader Study Group Bull.*, 49, Suppl/*IWRB Spec. Publ.*, 7: 35-56.
- PIERSMA, T., BREDIN, D. & PROKOSCH, P., 1987b. Continuing mysteries of the spring migration of Siberian Knots: a progress note. *Wader Study Group Bull.*, 19: 9-10.
- PRATER, A. J., 1976. The distribution of coastal waders in Europe and North Africa. *Proc. 5th Int. Conf. Conservation of Wetlands and Waterfowl*. Heiligenhafen 1974. IWRB. Slimbridge. pp. 255-271.
- PRATER, A. J., 1981a. *Estuary birds of Britain and Ireland*. T. & A. D. Poyser. Calton.
- PRATER, A. J., 1981b. Wader research group report, Debrecen. *IWRB Bull.*, 47: 74-78.
- PRATT, N. H. & GLUE, D. E., 1968. The influence of reclamation on wader numbers at Dibden Bay 1950-1967. *Hampshire Bird Report 1967*: 38-53.
- PRINGLE, J. S. & COOPER, J., 1977. Wader populations (Charadrii) of the marine littoral of the Cape Peninsula, South Africa. *Ostrich*, 48: 98-105.
- PURDUE, J. R. & HAINES, H., 1977. Salt water tolerance and water turnover in the Snowy Plover. *The Auk*, 94: 248-255.
- PURDUE, J. R., 1976. Natural history of the Snowy Plover, *Charadrius alexandrinus*, on the Great Salt Plains, Oklahoma, Southwest. *Nature*, 21: 347-357.
- PUTTICK, G. M., 1984. Foraging and activity patterns in wintering shorebirds. In: *Shorebirds: migration and foraging behaviour*. J. Burger & B. L. Olla (Eds.). Plenum Press. Nueva York. pp. 203-231.
- RALLO, A., ARTECHE, I, ASCACIBAR, M y TURRONDOBEITIA, J.C., 1981. Una colección de invertebrados recogida en el caño del Trocadero (Bahía de Cádiz), con notas de su biología. *Cuad. Marisq. Publ. Téc.*, 11: 255-274
- RAPPOLDT, C., KERSTEN, M & SMIT, C., 1985. Errors in large-scale shorebird counts. *Ardea* 73: 13-24.
- RECHER, H. F., 1966. Some aspects of the ecology of migrant shorebirds. *Ecology*, 47(3): 393-407.
- REED, T. M., BARRETT, J. C., BARRETT, C. & LANGSLOW, D. R., 1983. Diurnal variability in the detection of Dunlin *Calidris alpina*. *Bird Study*, 30: 244-246.
- RINGELMAN, J. K. & FLAKE, L. D., 1980. Diurnal visibility

- and activity of bluewinged teal and mallard broods. *J. Wildlife manag.*, 44: 822-829.
- BOBLEDANO, F. A., 1991. *Ecología de las comunidades de aves acuáticas en la conservación y gestión de los humedales del Sureste de España*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Inédita.
- RODRIGUEZ, A. y ARIAS, A. M., 1982. Inventario faunístico de las salinas de Cádiz y datos biométricos de algunas especies. *Simposio Nacional sobre Acuicultura de Esteros*. Cádiz, Noviembre 1982.
- RODRIGUEZ, A. & ESTABLIER, R., 1983. Toxicidad del Hg²⁺, CH₂Hg⁺, Cu²⁺ y Cd²⁺ sobre larvas y postlarvas de langostino, *Panaeus kerathurus* (Forskál, 1775). *Inv. Pesq.*, 47 (2): 339-344.
- SALES, D., GOMEZ PARRA, A. & CANTERO, D. 1983. Incidence of urban sewage disposal in the salt-ponds areas of the South of the Bay of Cádiz. *Marine Pollution Bulletin*, 14 (12): 447-452.
- RUBIO, J. C., 1985. *Ecología de las marismas del Odiel*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- RUFINO, R., 1978. *Limícolos de Portugal*. CEMPA. Lisboa.
- RUFINO, R., 1979. *Limícolos de Portugal*. Publ. Serviço Estudos Ambiente.
- RUFINO, R., 1982. *Contagens de aves aquáticas-Janeiro 1982*. CEMPA. Lisboa.
- RUFINO, R., 1988. *Contagens de aves aquáticas-Janeiro 1988*. CEMPA. Lisboa.
- RUFINO, R., 1989. *Contagens de aves aquáticas-Janeiro 1989*. CEMPA. Lisboa.
- RUFINO, R., 1990. *Contagens de aves aquáticas-Janeiro 1987 e 1990*. CEMPA. Lisboa.
- RUFINO, R., 1990. Population trends of selected wader species in Portugal, 1975-1989. *Wader Study Group Bulletin*, 58: 15-19.
- RUFINO, R., (En prensa). The effects on wader populations of the transformation of salinas into fish farms. *IWRB Symp. Grado. Italia. Febr. 1991*.
- RUFINO, R., ARAUJO, A., PINA, J. P. & MIRANDA, P. S., 1984. The use of salinas by waders in the Algarve, South Portugal. *Wader Study Group Bull.*, 42: 41-42.
- SCOTT, D.A., 1980. *A Preliminary Inventory of Wetlands of International Importance for Waterfowl in West Europe and Northwest Africa*. IWRB special Publication, nº 2.
- SAEIJS, H. L. F. & BAPTIST, H. J. M., 1980. Coastal engeneering and European wintering wetland birds.

- Biol. Cons.*, 17: 63-83.
- SALOMONSEN, F., 1954. The migration of the European Redshank (*Tringa totanus* L.). *Dansk orn. Foren. Tidsskr.*, 48: 94-122.
- SALOMONSEN, F., 1955. The evolutionary significance of bird-migration. *Dan. Biol. Med.*, 22(6): 1-62.
- SCHENK, J., 1925. The migration of the Woodcock in Europe. *Brit. Birds*, 19: 34-44.
- SCHNEIDER, D., 1983. The food and feeding of migrant shorebirds. *Oceanus* 26: 38-43.
- SEITZ, A. 1950. Untersuchungen über die Kumpanverhältnisse des jungen Brachvogels. *Z. Tierpsychol.*, 7: 402-417.
- SERRANO, P. 1980. Alimentación de la Cigüeñuela (*Himantopus himantopus*) en la salinas de Isla Cristina (Huelva). Tesina de Licenciatura. Universidad de Córdoba. 88 pp.
- SERRANO, P. y CABOT, J., 1984. Datos sobre alimentación de Avoceta (*Recurvirostra avosetta*) en el estuario del Guadiana. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11(1): 143-146.
- SERRANO, P. y CABOT, J., 1984. Datos sobre alimentación de dos *Phalaropus fulicarius* en el SO de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11(1):
- SIEGEL, 1956. *NonParametric Statistics for the Behavioral Sciences*. McGraw-Hill.
- SMIT, C. J., 1982. Wader and waterfowl counts in the international Wadden Sea area: the results of the 1981-82 season. *Wader Study Group Bull.*, 35: 14-19.
- SMIT, C. J., (En prensa). The importance of Iberian wetlands for waders. En: *Proc. IWRB Symp. Sta. María de la Rábida*. J. Castroviejo (Ed.).
- SMIT, C. J. & PIERSMA, T., 1989. Numbers, midwinter distribution, and migration of wader populations using the East Atlantic Flyway. In: *Flyways and reserve networks for water birds*. H. Boyd & J.-Y. Pirot (Eds.). *IWRB Spec. Publ.*, 9: 24-63.
- SOLIS, F., RUIZ, F.J. y TEBAR, J.A. (en prensa). Evaluación y selección de hábitats de las comunidades nidificantes en la Bahía de Cádiz (Primavera-Verano 1991) *Ardeola*.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J., 1979. *Biometria*. Ed. Blume.
- SPAGNESI, M. (Ed.), 1982. Atti della Conferenza sulla conservazione delle zone umide di importanza internazionale specialmente come habitat degli uccelli acquatici. Cagliari 24-29 Noviembre 1980. *Suplemento Ricerche Biologia Delvaggina*, 8.
- SPEARPOINT, J. A., EVERY, B. & UNDERHILL, L. G., 1988.

- Waders (Charadrii) and other shorebird at Cape Recife, Algoa Bay, South Africa: seasonality, trends, conservation, and reliability of surveys. *Ostrich*, 59: 166-177.
- STANLEY, P. L. & MINTON, C. D. T., 1972. The unprecedented westward migration of Curlew Sandpiper in autumn 1969. *Br. Birds*, 65: 365-380.
- SUMMERS, R. W., COOPER, J. & PRINGLE, J. S., 1977. Distribution and numbers of coastal waders (Charadrii) in the South Western Cape, South Africa, Summer 1975-76. *Ostrich*.
- SUMMERS, R. W. & WALTNER, M., 1979. Seasonal variations in the mass of waders in southern Africa, with special reference to migration. *Ostrich* 50: 21-37.
- SWENNEN, C., 1971. Het voedsel van de groen prootruiter *Tringa nebularia* tijdens het verblijf in het Nederlandse Waddengebied. *Limosa*, 44: 71-83.
- TAYLOR, R. C., 1980. Migration of the Ringed Plover *Charadrius hiaticula*. *Ornis Scand.*, 11: 30-42.
- TEIXEIRA, R. M., 1979. *Atlas van de Nederlandse broedvogels*. Natuurmonumenten. Graveland. 431 pp.
- TELLERIA, J. L., 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raíces.
- THOMAS, J. F., 1942. Report on the redshank enquiry 1939-40. *Brit. Birds*, 36: 5-34.
- TOWNSHEND, D. J. 1985. Decisions for a lifetime: establishment of spatial defence and movement patterns by juvenile Grey Plovers (*Pluvialis squatarola*). *Journal of Animal Ecology* 54: 267-274.
- TROTIGNON, J., TROTIGNON, E., BAILLOU, M., DEJONGHE, J.-F., DUHAUTOIS, L & LECONTE, M., 1980. Recensement hivernal des limicoles et autres oisillons aquatiques sur le banc d'Arguin (Mauritanie) (Hiver 1978-79). *L'Oiseau et R. F. O.*, 50: 323-343.
- UNDERHILL, L., 1981. Classification of part of the southern African coast based on counts of waders (Charadrii). En: J. Cooper (Ed.). *Proc. Symp. Birds Sea and Shore*. Cape Town. pp. 315-331.
- UNDERHILL, L. G., 1987. Changes in the age structure of Curlew Sandpiper populations at Langevaan Lagoon, South Africa in relation to lemming cycles in Siberia. *Trans. R. Soc. S. Africa*, 46: 209-214.
- UTTLEY, J. D., THOMAS, C. D., DAVIDSON, N. G., STRANN, K.-B. & EVANS, P. R., 1987. The spring migration system of nearctic knots *Calidris canutus islandica*: a

- reappraisal. *Wader Study Group Bull.*, 49, Suppl./IWRB Spec. Publ. 7: 80-81.
- VELASCO, T. & ALBERTO, L. J. (En prensa). Number, main localities, and distribution maps, of waders wintering in Spain. *Wader Study Group Bull.*
- VOOUS, K.H., 1973. List of Holarctic bird species. Non-Passerines. *Ibis* 115: 612-638.
- WALMSLEY, J. G. & MOSER, M. E., 1981. The winter food and feeding habits of shelduck in the Camargue, France. *Wildfowl*, 32: 99-106.
- WELCOMME, R.L., 1979. Fisheries ecology of the floodplain rivers. Longman. London. pp.
- WETMORE, A., 1925. Food of American phalaropes, avocets, and stilts. *Bull. U.S. Dept. of Agric.* 1359: 1-20.
- WHITELAW, D. A., UNDERHILL, L. G., COOPER, J. & CINNING, C. F., 1978. Waders (Charadrii) and other birds on the Namib coast: counts and conservation priorities. *Madoqua*, 2: 137-150.
- WIMENGA, E., ENGELMOER, M., SMIT, C. J. & VAN SPIANJE, T. M., 1989. Breeding origin and migration routes of waders wintering in Guinea Bissau. *Ardea*, 78: 83-112.
- WILSON, J. R., CZAJKOWSKI, M. A. & PIENKOWSKI, M.W., 1980. The migration through Europe and wintering in West Africa of Curlew Sandpipers. *Wildfowl*. 31: 107-122.
- WORRAL, D. H., 1984. Diet of the Dunlin *Calidris alpina*, in the Severn Estuary. *Bird Study*, 31: 203-212.
- WYMENGA, E., ENGELMOER, M., SMIT, C.J. & VAN SPANJE, T.M., 1989. Breeding origin and migration routes of waders wintering in Guinea Bissau. *Ardea*. pp.
- YUFERA, M., LUBIAN, L. M. y PASCUAL, E., 1983. Estudio preliminar del zooplancton de las salinas de Cádiz. *Resúmenes del II Congreso Español de Limnología*. Murcia, Abril 1983.
- ZWARTS, L., 1972. Disturbance of waders. *Waddenbulletin*, 3: 7-12.
- ZWARTS, L., 1977. Hebben wadvogels nitwijkmogelijkheden? *Waddenbulletin*, 12: 338-313.
- ZWARTS, L., 1988. Numbers and distribution of coastal waders in Guinea Bissau. *Ardea*, 76: 12-55.
- ZWARTS, L. & DRENT, R. H., 1981. Prey depletion and regulation of predator intensity: oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) feeding on mussels (*Mytilus edulis*). En: *Feeding and survival strategies of estuarine organisms*. N. V. Jones & W. J. Wolff (Eds.). Plenum Press. Nueva York. pp. 193-216.

- ZWARTS, L. & WANINK, J., 1984. How Oystercatchers and Curlews successively deplete clams. In: *Coastal waders and wildfowl in winter*. P. R. Evans, J. D. Goss-Custard y W. G. Hale (Eds.). Cambridge University Press. pp. 69-83.

INVIERNO 1985/1986

ESPECIES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	TOTAL
Haematopus ostralegus	0	0	144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	144
Himantopus himantopus	50	0	0	0	98	4	0	0	0	0	0	2	0	3	9	42	0	259	0	5	0	472
Recurvirostra avosetta	272	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	172	0	344	64	374	0	239	0	13	0	1478
Burhinus oedicnemus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Charadrius hiaticula	60	0	9	290	101	150	0	0	13	15	186	0	166	287	224	188	0	112	20	94	123	2038
Charadrius alexandrinus	395	29	62	31	144	405	0	0	83	258	175	79	347	425	519	343	0	417	26	58	0	3796
Pluvialis squatarola	209	24	21	119	156	98	0	0	15	30	43	23	468	68	30	277	0	181	12	64	0	1838
Vanellus vanellus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	6
Calidris canutus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Calidris alba	11	0	46	0	0	0	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	13	77
Calidris minuta	18	0	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	47	0	0	0	73
Calidris ferruginea	18	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	22
Calidris maritima	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	16
Calidris alpina	1118	2	42	378	1678	672	0	0	635	664	1588	861	1599	382	870	311	0	1060	549	209	5	12623
Gallinago gallinago	4	0	0	0	6	1	0	4	0	0	0	0	0	1	2	0	0	5	0	0	0	19
Limosa limosa	550	0	0	430	181	2	0	0	0	5	42	106	32	825	0	20	0	0	0	0	0	2193
Limosa lapponica	17	0	8	0	86	4	0	0	2	14	32	35	72	0	0	16	0	0	0	0	0	286
Numenius phaeopus	0	0	2	0	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	19	29
Numenius arquata	2	1	8	40	78	19	0	0	9	12	38	11	165	29	0	18	0	15	23	229	0	697
Tringa erythropus	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Tringa totanus	338	18	30	438	239	65	0	0	21	84	7	8	131	158	168	72	0	79	5	22	0	1883
Tringa nebularia	0	0	1	0	1	5	0	0	0	0	0	0	3	17	1	0	0	0	0	0	0	28
Actitis hypoleucos	0	2	0	1	4	4	0	0	2	0	0	0	2	2	6	0	0	5	0	0	3	31
Arenaria interpres	7	0	8	2	0	0	0	0	0	0	3	1	3	6	0	1	0	1	0	0	179	211
TOTAL	3069	89	382	1729	2780	1435	0	0	780	1082	2120	1298	2989	2550	1894	1670	0	2421	635	694	359	27977

INVIERNO 1990/1991

ESPECIES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	TOTAL
Haematopus ostralegus	0	0	297	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	300
Himantopus himantopus	20	1	0	15	39	109	14	101	0	0	0	4	8	17	20	17	0	31	1	2	0	399
Recurvirostra avosetta	301	6	0	33	1	10	208	0	1	0	0	180	1	90	158	273	0	56	0	0	0	1320
Burhinus oedicephalus	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67
Charadrius hiaticula	225	7	45	77	38	118	61	3	87	138	34	20	12	112	104	120	7	346	3	81	45	1683
Charadrius alexandrinus	492	3	62	2	66	17	8	29	307	32	118	9	1	484	383	92	0	428	1	11	0	2545
Pluvialis squatarola	139	6	7	15	25	26	99	1	17	14	27	87	67	49	69	118	24	95	10	28	0	923
Vanellus vanellus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	16
Calidris canutus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	2	0	24	0	0	0	43
Calidris alba	85	0	43	0	0	0	0	0	0	5	17	0	0	0	0	0	0	4	0	0	28	198
Calidris minuta	29	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	15	0	7	0	0	0	0	0	57
Calidris ferruginea	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4
Calidris maritima	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Calidris alpina	1385	471	252	106	112	250	132	2	814	144	70	1747	1240	1012	811	908	0	1718	287	264	3	11728
Gallinago gallinago	5	0	0	0	3	4	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17
Limosa limosa	146	0	0	1500	290	0	96	103	49	0	17	113	180	7	0	95	32	9	11	0	0	2648
Limosa lapponica	0	2	28	0	20	134	1	0	119	58	55	0	0	6	0	0	0	37	0	0	0	460
Numenius phaeopus	0	0	0	3	1	5	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	6	15	3	13	50
Numenius arquata	0	19	1	3	57	2	0	0	30	3	11	0	5	29	0	2	0	31	4	35	0	232
Tringa erythropus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tringa totanus	329	28	13	0	71	127	77	53	67	21	32	21	11	105	106	102	99	57	12	45	0	1376
Tringa nebularia	1	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0	3	0	4	0	2	0	0	0	17
Tringa ochropus	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	5
Actitis hypoleucos	0	4	0	2	3	5	5	3	0	2	0	0	8	5	8	10	0	11	3	12	0	81
Arenaria interpres	6	4	10	4	0	1	0	0	1	1	21	5	0	3	6	0	0	1	0	11	105	179
TOTAL	3233	552	759	1762	727	814	804	299	1492	428	415	2190	1534	1953	1665	1766	162	2860	347	521	190	24473

UNIVERSIDAD DE CÁDIZ

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Departamento de Biología

Alejandro Pérez Hurtado de Mendoza
Ecología alimentaria de las aves limícolas -
invernales en la Bahía de Cádiz (Orden Charadriiformes).
Distribución y uso del hábitat.
Apto "Cum Laude"

18 Julio 92.

~~Ignacio Juan~~ Juan Lucas Gervera Curado ~~Manuel~~
A. Menico ~~[Signature]~~ Alicia Abade



500411333

FBI E TD-250

411333