



Generalitat de Catalunya
Departament de Medi Ambient
**Direcció General del
Patrimoni Natural i del Medi Físic**

SEGUIMENT TEMPORAL DE L'ÀREA MARINA PROTEGIDA DE LES ILLES MEDES

INFORME ANUAL. ANY 2000



UNIVERSITAT DE BARCELONA
Departament d'Ecologia

ÍNDEX

PRESENTACIÓ	5
CENS DE LA POBLACIÓ NIDIFICANT DEL GAVIÀ DE POTES GROGUES (<i>Larus cachinnans</i>) A L'ARXIPÈLAG DE LES ILLES MEDES DURANT L'ANY 2000	9
CENS DE LA COLÒNIA D'ARDÈIDS DE LES ILLES MEDES A L'ANY 2000	19
SEGUIMIENTO DE LA PRADERA DE <i>Posidonia oceanica</i> DE LES ISLAS MEDES. EJERCICIO 2000	27
SEGUIMENT TEMPORAL DE LA GAROTA COMUNA <i>Paracentrotus lividus</i> EN LES ILLES MEDES. EJERCICI 2000 ...	35
SEGUIMENT TEMPORAL DE LA GORGÒNIA <i>Paramuricea clavata</i> DE LES ILLES MEDES. EJERCICI 2000 ...	49
AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE CORALL <i>Corallium</i> <i>rubrum</i> DE LES ILLES MEDES. EJERCICI 2000	59
AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE LLAGOSTES (<i>Palinurus elephas</i>) DE LES ILLES MEDES. EJERCICI 2000	69
SEGUIMENT DE LA POBLACIÓ DE MEROS (<i>Epinephelus</i> <i>marginatus</i>) I D'ALTRES ESPÈCIES VULNERABLES DE LES ILLES MEDES I LA COSTA VEÏNA PARCIALMENT PROTEGIDA (1991-2000)	75
CONCLUSIONS I RECOMANACIONS	107

PRESENTACIÓ

Aquesta Memòria constitueix la desena remesa, corresponent als resultats obtinguts en 2000, dels treballs de seguiment que, des del 1990, ve efectuant l'equip del Departament d'Ecologia en la Reserva Marina de les Illes Medes per encàrrec del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca (de 1990 a 1998) i del Departament de Medi Ambient (des de 1999) en compliment dels imperatius que marca la Llei 19/1990, de 10 de desembre del Parlament de Catalunya. L'objectiu de dita Llei és la conservació de la fauna i flora dels fons marins de les illes Medes, i el seu Pla d'Usos estableix l'obligatorietat de realitzar estudis científics de monitorització que guiïn i avalin l'adequació de la gestió.

Per la seva essència aquests treballs són repetitius i també ho seran molts dels arguments d'aquesta presentació. No té massa sentit intentar inventar idees noves per prologar el que ha de ser bàsicament igual. Per tant espero que el lector sàpiga disculpar si, sense intentar ocultar les redundàncies, repeteixo literalment algunes de les consideracions més ponderades de presentacions anteriors. La única pretensió d'aquesta tossuderia rau en donar uns punts de referència als qui abordin aquesta sèrie de resultats a partir d'aquest volum sense possibilitat d'accedir a les memòries precedents.

La creació el 1983 de la Reserva de Pesca de les Illes Medes va encetar una intensa dinàmica biològica i també econòmica en aquest espai, els efectes de la qual són a hores d'ara inqüestionables. L'encert de la creació de la Reserva es va veure confirmat per l'espectacular recuperació de la ictiofauna (Garcia Rubies & Zabala, 1991) que, en augmentar l'atractiu turístic de les illes, de retruc va afavorir les activitats econòmiques dels promotors de visites turístiques, subaquàtiques i de creuers. El prestigi d'un espai protegit ha atret també als propietaris d'embarcacions esportives que des d'antic han preferit les seves aigües com a lloc de bany. Tot plegat, però, ha produït un increment fora mesura de la pressió antròpica sobre les illes que podria resultar inconvenient, i la Generalitat de Catalunya va dictar la Llei 19/1990 per prevenir els excessos.

És innegable que qualsevol limitació al desenvolupament de les activitats turístiques per raons de conservació pot interferir amb els interessos dels promotors econòmics involucrats en aquestes activitats. No és menys cert que les Illes Medes són un patrimoni públic i que la Generalitat de Catalunya amb aquesta llei vol vetllar per la seva conservació per a ús i gaudi de tots els ciutadans actuals i de les generacions futures. Entre els interessos privats dels primers i els interessos col·lectius dels segons s'han plantejat conflictes que la Generalitat de Catalunya s'ha vist obligada a arbitrar. Certament, conservació i aprofitament econòmic del patrimoni natural són compatibles en el marc de l'exhibició controlada, el turisme verd, l'educació ambiental i altres usos respectuosos de la natura. Però l'equilibri resulta extremadament delicat, sobretot en espais petits com el que ens ocupa. En funció del grau de prioritat que hom vulgui donar a la conservació o a l'exhibició, hom pot arribar, en els extrems, a un santuari de la natura o a un parc aquàtic d'atraccions "naturals". El patrimoni natural compatible amb un i altre model és també diferent. Potser és arribat el moment de plantejar-nos quin tipus d'àrea protegida volem.

Essent els criteris de conservació de la fauna i flora submarines la raó fonamental de la creació de la Reserva Marina de les Illes Medes, a ningú li escaparà la importància d'un coneixement correcte de l'evolució del seu patrimoni biològic com a premissa prèvia a qualsevol presa de decisions. Per aquest motiu, les mesures concretes de gestió han de ser fruit d'una decisió meditada i, per sobre de tot, basada en dades experimentals tan quantificables i analitzables com sigui possible

El Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona, responent a una sol·licitud del DARP i preveient la urgència d'aportar aquesta informació, va presentar el 1989 un programa de recerca dirigit a l'estudi de l'evolució del patrimoni natural de les Illes Medes. Tractant-se d'un projecte eminentment aplicat a la gestió, es centrava en tres objectius bàsics:

Fer un inventari quantitatiu de l'estat actual dels recursos de les Illes Medes. Es el que vàrem anomenar PUNT ZERO o situació el 1991. Davant la impossibilitat d'estudiar-ho tot, vàrem seleccionar una colla d'espècies i comunitats interessants per la seva situació de fragilitat, pel seu valor comercial o pel seu valor com a indicadors de qualitat ambiental.

Establir l'efecte (beneficiós o nociu) de la protecció de les Illes Medes sobre el seu patrimoni natural, per comparació amb el de les zones costaneres immediates però no protegides. Es el que vàrem anomenar EFECTE RESERVA.

Establir l'efecte que té sobre aquest patrimoni la visita d'un nombre elevat de capbussadors. Es el que vàrem anomenar EFECTE FREQUËNTACIÓ.

L'interès de l'estudi ultrapassa l'àmbit de la gestió de les Medes i fins i tot del nostre país. Per una banda, les illes són una projecció en el temps actual de la situació en què antigament es trobava la nostra costa. I també tenen un caràcter prospectiu, car ens mostren estadis futurs del litoral després d'un hipotètic atur de l'exploració humana. La Costa Brava pot ser un exemple de superposició d'usos intensius, i les Illes Medes un cas extraordinàriament especial. Si bé les mesures de protecció han fet desaparèixer de forma dràstica les activitats extractives, les activitats de lleure i d'educació ambiental en fan també una utilització intensiva. Per aquesta singular combinació i intensitat d'usos, les Medes esdevenen un laboratori fascinant on desenvolupar estratègies de gestió per a la resta dels espais costaners del país i de fora. Altres reserves de països veïns, com el Parc Nacional de Port-Cros i la Reserve Naturelle de Scandola, han establert programes de cooperació amb el mateix equip que treballa a les Illes Medes, per tal de compartir els protocols i els resultats de la recerca. L'experiència de les Medes esdevé pionera sobretot quan es tracta de donar solucions a una situació que està esdevenint cada cop més freqüent: la dels espais protegits, amb una gestió d'usos restringits però oberts a la visita, quan no la hiperfreqüentació, i les activitats de lleure, que també tenen una incidència en el medi. Per això, l'oportunitat d'aquest seguiment no decreix sinó que esdevé cada cop més vital, a mida que la gestió de la Reserva, que guanya en professionalitat, interessa cada cop més l'opinió pública.

En els ecosistemes bentònics marins conviuen espècies i comunitats de molt diferent dinàmica. Les que han mostrat ser més sensibles a pressió humana són quasi sense excepció les menys dinàmiques (corall, gorgònies, llagostes, neros.etc.), perquè toleren pitjor la pèrdua d'estabilitat del sistema en el que han evolucionat. Les espècies immòbils i d'esquelets rígids s'han mostrat com les més fràgils a l'aparició d'un factor de perturbació nou dins les Reserves: les activitats recreatives associades a la protecció. Enfront dels conflictes d'interesos caldrà repetir un cop més que cap estudi científic, cap, donarà la recepta màgica per calcular el límit màxim tolerable de visitants d'una reserva de natura. Sobretot perquè no és aquesta la perspectiva que hauria de guiar la filosofia a seguir. Les directrius de la Cimera de la Terra de Río de Janeiro (CNUMAD), del 1992, que propugnaren la idea d'un desenvolupament sostenible de la Terra, consagren el principi de prudència que obliga als qui "amb les seves decisions o activitats puguin afectar el medi ambient a renunciar a una activitat de la que no puguin demostrar en primer lloc l'absència de danys".

Els processos biològics operen lentament, molt més lentament del que demana la nostra impacient cultura. Si hom ho pensa fredament, és millor que sigui així, però sovint agrairíem "una petita empenta" per veure més clares les tendències temporals. Els processos biològics, quan hom estudia sistemes complexos com el que

ens ocupa, operen, a més, fent avenços i reculades, produint moviments contradictoris; les “tendències” tenen forma de dents de serra i resulten difícils d’interpretar. Una visió pessimista de tot plegat ens portaria a concloure que quants més anys de seguiment s’acumulen, més complexes semblen les interpretacions. Però en realitat el que cal és una sèrie temporal prou llarga, obtinguda amb mètodes totalment equiparables, per arribar a veure tendències més enllà del que només podrem interpretar com soroll.

És precisament en la importància que té per als gestors d’un espai protegit la comprensió del paper que juguen aquests processos complexos en la conservació del patrimoni que gestionen, on rau l’interès d’aquests seguiments. En concret, seria desitjable (encara que no sempre possible) distingir l’efecte d’aquells processos que es troben sota la total competència i responsabilitat dels gestors (freqüentació, ancoratge, pesca furtiva, etc..) del d’aquells altres incontrolables (temporals, cicles biològics de període llarg, reclutament) o que, tot i sent-ho, de controlables, són situats clarament fora de la seva capacitat de decisió (contaminació).

Aquesta memòria mostra com la perseverança en el seguiment durant un període suficientment llarg d’anys dota a aquest procediment de la sensibilitat necessària per detectar tot un ventall d’efectes; des d’aquells que ens confirmen que les mesures de gestió adoptades són les adients, fins les que proven la inadequació de la gestió vigent.

Un altre any, esperem que la dedicació i la sinceritat que posem en aquests estudis contribueixin a esperar la fermesa del Departament de Medi Ambient en defensar una gestió sostenible de la Reserva enfront d’alguns interessos econòmics que, tot i legítims, no poden entrar en confrontació amb el mandat del Parlament de Catalunya (Llei 19/1990) de preservar la fauna i la flora submarines de les Illes Medes. Sabem del perill que altres arguments d’interès economicista no directament relacionats amb els objectius de conservació, o la por de recollir proves que confirmin la pròpia incompetència, poden alentir la temptació de no prosseguir amb aquests seguiments. Confiam que l’esperit que va portar a la Generalitat de Catalunya a declarar la protecció de la fauna i flora de les Illes Medes i que aquests deu anys l’ha duta a desenvolupar mesures de gestió originals, i en alguns sentits modèliques, segueixi viu i continuï alentant una decidida política de rigor i responsabilitat pública. Per la nostra part, que és la del Departament d’Ecologia de l’Universitat de Barcelona, refermem la voluntat d’invertir tot l’esforç i coneixements en aquest empeny. Sigui aquesta memòria el millor testimoni del nostre compromís.

Signat: Joandomènec Ros
Catedràtic del Dpt. d’Ecologia de la UB

Barcelona, a 20 de Desembre de 2000

CENS DE LA POBLACIÓ NIDIFICANT DEL GAVIÀ DE POTES GROGUES (*Larus cachinnans*) A L'ARXIPÈLAG DE LES ILLES MEDES DURANT L'ANY 2000

Marc BOSCH

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona
Diagonal 645, 08028 Barcelona

OBJECTIUS

L'objectiu general del present estudi és la realització d'un cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) a la colònia de les Illes Medes (Figura 1) durant l'estació reproductora del 2000, a fi i efecte de conèixer l'evolució d'aquesta colònia al llarg del temps. Aquest objectiu s'ha concretat en els següents apartats:

Quantificar la densitat nidificadora i el nombre de parelles establertes en diferents tipologies de terreny –segons el pendent i característiques naturals- de l'arxipèlag de les Illes Medes durant l'estació reproductora del 2000.

Estimar el nombre total de parelles que crien a l'arxipèlag de les Illes Medes durant l'estació reproductora del 2000.

Analitzar l'evolució de la colònia i determinar els possibles factors que hagin pogut influir en la dinàmica poblacional de la colònia.

MÈTODES

La metodologia emprada en la presa de dades ha estat la mateixa que la d'anys anteriors (veure Bosch 1999) i el mostreig s'ha realitzat entre els dies 7, 8 i 9 d'abril, a fi d'obtenir resultats comparables amb els dels altres censos. Durant aques-



Figura 1. La colònia de gavians (*Larus cachinnans*) a la Meda Gran



Figura 2. Plànol de la part emergida de les Illes Medes compartimentat en les mateixes zones que als censos d'anys anteriors (veure Bosch 1994, 1995, 1996, 1998 i 1999), seguint la divisió de Fortià & Hontangas (1991) basada en el pendent i la singularitat del terreny.

tes dates, al voltant del 90% de les parcel·les nidificants ja tenen la posta iniciada (és a dir, amb un o més ous al niu) (Bosch 1996), de manera que només un baix percentatge de parcel·les, sempre inferior al 10%, no ha arribat a fer la tassa del niu per les dates del cens.

Densitats de nidificació.

La part emergida de l'arxipèlag s'ha dividit en les mateixes zones que als censos dels anys anteriors, seguint la divisió de Fortià & Hontangas (1991) basada en el pendent i la singularitat del terreny. S'han comptabilitzat el nombre de nius presents en una sèrie de parcel·les d'àrea constant (franges de 30m x 5m) distribuïdes per les illes Meda Gran i Meda Petita (Figura 2); cal assenyalar, però, que en el cas dels Penya-segats l'àrea de les parcel·les ha estat superior per tal de facilitar el mostreig. La distribució de les parcel·les en cadascuna de les diferents zones està basada en el mostreig aleatori dels censos anteriors. En alguns casos s'ha mostrat parcel·les en paral·lel a fi de maximitzar l'espai disponible per a la realització

de noves parcel·les. Una fracció del vessant oest de la Meda Gran no s'ha mostregat per no pertorbar la reproducció de la colònia d'ardèides allà instal·lada. (Bosch et al., 1992).

Comparació de la densitat nidificadora entre illes.

S'ha estudiat l'existència de possibles variacions de la densitat nidificadora entre les dues illes de l'arxipèlag (Meda Gran i Meda Petita). A tal efecte, s'ha comparat les densitats de parcel·les mostregades en zones de Mitjana Pendent i Rocam Costaner entre ambdues illes. A fi d'eliminar qualsevol variació que no estigués associada amb l'efecte Illa, totes les parcel·les de Mitjana Pendent utilitzades en la comparació han correspost a un mateixa comunitat vegetal.

Comparació de la densitat nidificadora entre zones.

S'ha estudiat l'efecte del pendent i singularitat del terreny sobre la densitat de nius, a partir de la

comparació de les densitats obtingudes a les diferents zones de l'arxipèlag. Donat que no s'han arribat a detectar diferències significatives en la densitat de nius d'una mateixa zona entre illes diferents (veure aptat. de resultats), s'ha optat per analitzar les dades de la Meda Gran i de la Meda Petita de forma conjunta. A la Vall de Gregal, l'estimació global de la densitat s'ha realitzat aplicant una transformació al nombre de parcel·les mostrejades, a fi de mantenir la mateixa proporció de parcel·les excloses de descast respecte als censos anteriors (veure Bosch 1999). Aquesta transformació ha consistit en separar aleatòriament les 13 parcel·les mostrejades a l'àrea exclosa de descast en dos grups de 7 i 6 parcel·les, respectivament. A continuació, s'ha calculat la mitjana de cada grup, de manera que s'ha passat d'una mostra de 13 parcel·les a una de dues, corresponent als valors de les seves mitjanes.

Comparació de la densitat nidificadora entre diferents comunitats vegetals..

S'ha estudiat l'efecte de la vegetació sobre la densitat de nius, a partir de la comparació de les densitats en tres subzones de la Vall de Gregal amb diferent substrat vegetal: subzona de vegetació densa i alta dominada per *Atriplex halimus*; subzona de vegetació baixa dominada per *Hordeum murinum*; i subzona desproveïda de vegetació (per a una detallada descripció d'aquestes zones, veure Bosch & Sol 1998, Torre & Bosch 1999). A fi d'eliminar de les anàlisis qualsevol biaix associat a l'efecte del descast (veure Bosch 1995, 1996, 1998 i 1999), les comparacions s'han realitzat entre parcel·les sotmeses a una mateixa intensitat de descast, excloent-se aquelles parcel·les situades en l'àrea no sotmesa a descast.

Comparació de la densitat nidificadora entre l'àrea sotmesa a campanyes de descast i l'àrea exclosa de descast.

L'efecte del descast sobre la densitat nidificadora s'ha avaluat comparant totes les parcel·les mostrejades en l'àrea sotmesa a descast amb totes les parcel·les mostrejades en l'àrea exclosa de descast. Donat que aquesta anàlisi podria incloure cert biaix associat a l'efecte de la zona o de la vegetació (veure resultats apartats anteriors), s'ha tornat a realitzar la mateixa anàlisi però considerant únicament una submostra de parcel·les mostrejades en una única comunitat vegetal dins d'una determinada zona (concretament, a la sub-

zona dominada per *Hordeum murinum* que hi ha a la Vall de Gregal).

Les comparacions de densitats entre illes, entre àrees sotmeses/excloses al descast, i entre anys s'han realitzat amb el test no paramètric de la U de Mann-Whitney (Zar 1996). Les comparacions globals entre diferents zones i entre diferents tipologies vegetals s'han realitzat amb el test de Kruskal-Wallis; en cas de detectar-se diferències significatives, s'han realitzat comparacions *a posteriori* entre tots els possibles parells de zones utilitzant el test de la U de Mann-Whitney amb la correcció de Bonferroni, assegurant així un risc global $\alpha_{\text{global}} < 0,05$ (Rice, 1989).

Nombre de parelles nidificants i dinàmica poblacional de la colònia.

El nombre total de parelles nidificants a l'arxipèlag, juntament amb el seu interval de confiança, s'ha estimat a partir de les superfícies reals de cada zona (obtingudes de Fortià & Hontangas 1991) i del nombre mitjà de nius censats a les corresponents parcel·les mitjançant mostreig aleatori simple estratificat (Tellería 1986).

La dinàmica poblacional de la colònia al darrer any s'ha estudiat comparant globalment i per a cada zona la densitat nidificadora d'enguany amb la de 1999. A l'igual que en l'apartat anterior, les comparacions s'han realitzat mitjançant el test de la U de Mann-Whitney. Donat que la superfície de cada àrea és un paràmetre constant, tota variació significativa de la densitat nidificadora entre anys es tradueix automàticament amb una variació significativa del nombre de parelles entre anys.

L'evolució del nombre d'efectius reproductors durant les darreres dècades s'ha determinat amb el recull de tots els censos publicats en articles científics i/o informes tècnics de la Direcció General del Medi Natural, així com dades inèdites de l'autor (e.g., cens del 1997).

RESULTATS

Densitats de nidificació.

Comparació entre illes.

No s'han detectat diferències significatives a les densitats d'una mateixa zona entre la Meda gran i la Meda Petita, malgrat que en el cas del Rocam Costaner el valor de probabilitat obtingut

Taula 1. Densitats de nidificació a les zones de Mitjana Pendent i Rocam Costaner, distingint entre les illes Meda Gran i Meda Petita durant els dies de mostreig de l'any 2000. Per a cap de les dues zones s'ha detectat diferències significatives entre illes; n: nombre de parcel·les mostrejades; μ : mitjana; d.e.: desviació estàndard.

	Densitat mitjana (nombre nius/150 m ²)					
	Meda Gran			Meda Petita		
	n	μ	d.e.	n	μ	d.e.
Mitjana Pendent	17	4,3	3,3	13	4,0	2,4
Rocam Costaner	5	3,4	0,5	4	5,3	1,5

Taula 2. Densitats de nidificació a les diferents zones en que s'ha dividit la part emergida de les Illes Medes durant els dies de mostreig de l'any 2000. En el cas de la Mitjana Pendent i del Rocam Costaner, s'han agrupat les parcel·les mostrejades en la Meda Gran i la Meda Petita, ja que no s'han detectat diferències significatives entre ambdues illes. A la Vall de Gregal, l'estimació global de la densitat s'ha realitzat aplicant una transformació al nombre de parcel·les mostrejades a la zona exclosa de descast (veure aptat. de mètodes). n: nombre de parcel·les mostrejades; μ : mitjana; d.e.: desviació estàndard.

	Densitat mitjana (nombre nius/150 m ²)		
	N	μ	d.e.
Planúria	32	2,8	1,6
Mitjana Pendent	30	4,2	2,9
Vall de Gregal	41	2,9	2,1
Alta Pendent	12	3,5	1,9
Rocam Costaner	9	4,2	1,4
Penya-segats*	6	0,9	0,4

*Densitat estimada a partir de parcel·les majors de 150 m².

ha estat molt proper al nivell de significació (per Mitjana Pendent, $U = 109,5$; $Z = -0,042$; $P = 0,483$; per Rocam Costaner, $U = 3,5$; $Z = -1,59$; $P = 0,056$) (Taula 1). Això ha permès agrupar els resultats obtinguts en ambdues illes per a posteriors anàlisis, tal com es va fer en els censos anteriors (veure, per exemple, Bosch 1999).

Comparació entre zones.

Globalment, la densitat de nius ha variat significativament entre zones ($K-W = 16,56$; g.ll.= 5; $P < 0,006$) (Taula 2). Els tests *a posteriori* mostren que les diferències són degudes a la menor densitat en els Penya-segats respecte a la Mitjana Pendent i al Rocam Costaner (Taula 3).

Comparació entre comunitats vegetals.

Globalment, s'han detectat diferències significatives en la densitat nidificadora entre les tres

Taula 3. Comparacions de la densitat nidificadora entre tots els possibles parells de zones l'any 2000, assegurant un risc global $\alpha_{global} < 0,05$ (Rice, 1989).

Comparació	Dif. signific. $\alpha' = \alpha/15 = 0,0033$
Planúria - Vall de Gregal	NO
Planúria - Alta Pendent	NO
Planúria - Mitjana Pendent	NO
Planúria - Rocam Costaner	NO
Planúria - Penya-segats	NO
Vall de Gregal - Alta Pendent	NO
Vall de Gregal - Mitjana Pendent	NO
Vall de Gregal - Rocam Costaner	NO
Vall de Gregal - Penya-segats	NO
Alta Pendent - Mitjana Pendent	NO
Alta Pendent - Rocam Costaner	NO
Alta Pendent - Penya-segats	NO
Mitjana Pendent - Rocam Costaner	NO
Mitjana Pendent - Penya-segats	SI
Rocam Costaner - Penya-segats	SI

Taula 4. Densitats de nidificació a les tres subzones de vegetació que componen la Vall de Gregal durant l'estació reproductora de l'any 2000. A fi d'eliminar qualsevol biaix associat a l'efecte del descast, s'han exclòs les parcel·les situades en l'àrea no sotmesa a descast.

Subzona 1: subzona de vegetació baixa dominada per *Hordeum murinum*; Subzona 2: subzona de vegetació densa i alta dominada per *Atriplex halimus*; Subzona 3: subzona desproveïda de vegetació.

n: nombre de parcel·les mostrejades; μ : mitjana; d.e.: desviació estàndard.

	Densitat mitjana (nombre nius/150 m ²)		
	N	μ	d.e.
subzona 1	13	2,6	1,7
subzona 2	13	1,7	1,3
subzona 3	13	3,9	2,5

subzones de la Vall de Gregal ($K-W = 6,57$; g.ll.= 2; $P = 0,037$) (Taula 4). Els tests *a posteriori* mostren que les diferències són degudes a una menor

Taula 5. Comparacions de la densitat nidificadora entre les tres subzones de vegetació que componen la Vall de Gregal, durant el mostreig de 1999. Les anàlisis han assegurat un risc global $\alpha_{global} < 0,05$ (Rice, 1989).

Subzona 1: subzona de vegetació baixa dominada per *Hordeum murinum*; Subzona 2: subzona de vegetació densa i alta dominada per *Atriplex halimus*; Subzona 3: subzona desproveïda de vegetació.

Comparació	Dif. Signific. $\alpha' = \alpha/3 = 0,0166$
subzona 1 - subzona 2	NO
subzona 1 - subzona 3	NO
subzona 2 - subzona 3	SI

Taula 6. Densitats mitjanes de nidificació de les parcel·les mostrejades a les àrees inclosa i exclosa de descast, tant a nivell global com a nivell d'una determinada comunitat vegetal dins d'una mateixa zona (concretament, a la subzona dominada per *Hordeum murinum* que hi ha a la Vall de Gregal). En ambdós casos els valors obtinguts a l'àrea exclosa de descast són significativament superiors.

n: nombre de parcel·les mostrejades; μ : mitjana; d.e.: desviació estàndard.

	Densitat mitjana (nombre nius/150 m ²)						Significació
	zona de descast			zona exclosa de descast			
	n	μ	d.e.	n	μ	d.e.	
Vall Gregal (vegetació baixa)	13	2,6	1,7	13	4,9	2,5	P = 0,009
Global Medes*	108	3,1	2,0	33	4,2	3,0	P = 0,044
Global Medes†	108	3,1	2,0	27	5,0	2,8	P < 0,001

*inclou les parcel·les mostrejades a la zona de Penya-segats

†exclou les parcel·les mostrejades a la zona de Penya-segats

Taula 7. Nombre estimat de parelles nidificants a les diferents zones de la colònia de les Illes Medes durant l'any 1999. (I.C. 95%: interval de confiança del 95%).

	Nombre parelles	(I.C. 95%)
Planúria	860	(238-1.482)
Mitjana Pendent	2.079	(626-3.532)
Vall de Gregal	1.112	(121-2.102)
Alta Pendent	1.431	(509-2.353)
Rocam Costaner	401	(255-547)
Penya-segats	432	(0-949)
Global	6.315	(1.664- 10.966)

densitat a la zona de vegetació alta respecte a la zona de vegetació nula (Taula 5).

Comparació entre parcel·les incloses i excloses de l'àrea de descast.

La comparació del grup de parcel·les mostrejades en l'àrea de descast amb el grup de parcel·les mostrejades en l'àrea exclosa de descast mostra

que a l'àrea de descast la densitat de nidificació és significativament inferior ($U = 1431$; $Z = -1,71$; $P = 0,044$) (Taula 6). Al excloure de les anàlisis les parcel·les corresponents als Penya-segats (degut a abans de les campanyes de descast ja presentaven una menor densitat de nidificació que les restants zones; veure Fortià & Hontangas 1991), les diferències incrementen la seva significació ($U = 890$; $Z = -3,12$; $P < 0,001$). Al considerar únicament les parcel·les mostrejades a la subzona dominada per *Hordeum murinum* de la Vall de Gregal (evitant qualsevol efecte associat a les diferències entre zones o entre substrats vegetals), s'ha tornat a detectar una major densitat a

l'àrea exclosa de descast ($U = 38$; $Z = -2,39$; $P = 0,009$) (Taula 6).

Nombre de parelles nidificants i dinàmica poblacional de la colònia.

Per extrapolació de les densitats estimades als diferents estrats de mostreig (zones amb diferent pendent), la població nidificant de gavians a la colònia de les Illes Medes s'ha estimat en un total de 6.315 parelles (I.C. 95%, 1.664 - 10.966 parelles) durant l'any 2000. La corresponent distribució per zones es mostra a la Taula 7.

Globalment, la densitat nidificadora i, per tant, el nombre de parelles reproductores de la colònia, no ha variat significativament entre enguany i 1999 ($U = 10.287$; $Z = -0,31$; $P = 0,380$). Al diferenciar per zones, tampoc no es detecten diferències significatives entre les densitats nidificadores d'enguany i les del 1999 (i per tant, del nombre de parelles reproductores de cada zona) (Planúria: $U = 571$; $Z = -0,25$; $P = 0,400$; Mitjana Pendent: $U = 450$; $Z = -0,01$; $P = 0,497$; Vall de Gregal: $U = 849$; $Z = -0,11$; $P = 0,457$; Alta Pendent: $U = 71$;

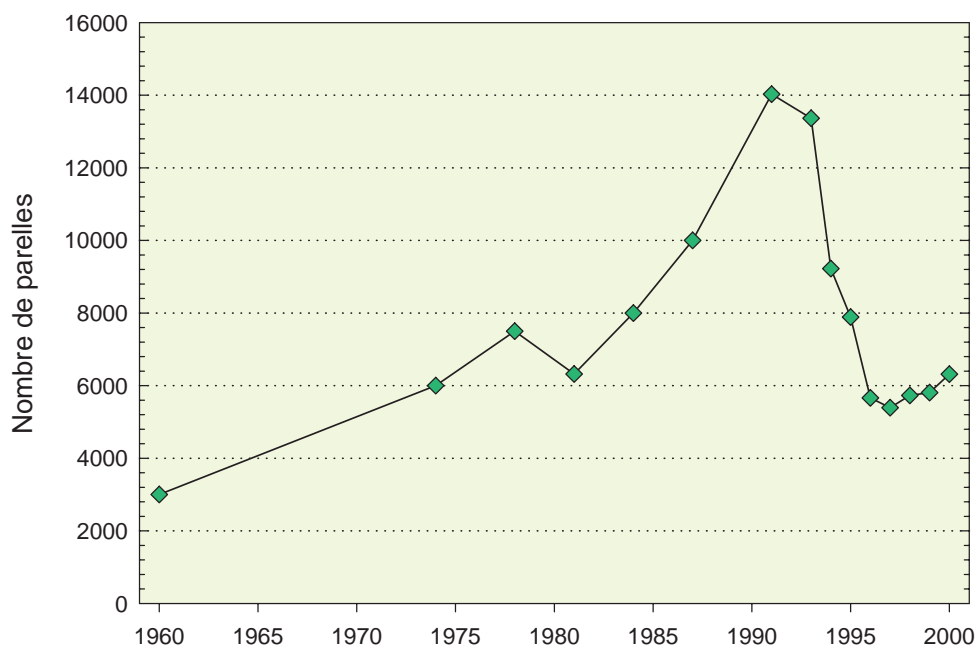


Figura 3. Evolució del nombre de parelles nidificants a la colònia de les Illes durant les darreres quatre dècades. Els valors previs al descast s'han extret de Bosch et al. (1994); les valors corresponents als anys 1993 a 1996 s'han extret de Bosch 1994, 1995 i 1996, respectivament; el valor de 1997 correspon a dades inèdites de l'autor; els valors de 1998 i 1999 s'han extret de Bosch 1998, 1999, respectivament; el valor de l'any 2000 s'ha estimat en el present estudi.

Z = -0,38; P = 0,352; Rocam Costaner: U = 38; Z = -0,57; P = 0,284; Penya-segats: U = 15; Z = -0,48; P = 0,316).

La Figura 3 mostra l'evolució dels efectius reproductors de la colònia des del 1960 (any del primer cens que es coneix de la colònia) fins a l'actualitat. S'observa que l'any 1995 es va produir una inflexió en l'evolució dels seus efectius, de manera que es va invertir la variació del nombre de parelles reproductores; també s'observa que la variació produïda al darrer any (detectada amb el cens d'enguany) s'ajusta a la patró de variació iniciat al 1995, consistent en un increment molt suau dels efectius reproductors.

DISCUSSIÓ

Els resultats del present estudi mostren que la densitat de nius en la colònia durant l'estació reproductora d'enguany ha seguit un patró de distribució molt semblant al de l'any anterior i que el nombre de parelles reproductores ha estat similar al de 1999, amb una lleugera tendència a augmentar.

Tal com va succeir al 1999 (Bosch 1999), s'ha observat una heterogeneïtat espacial de la densitat de nius referida als tres nivells següents: *i)* el pendent i singularitat del terreny; *ii)* el tipus de substrat vegetal dominant; i *iii)* la situació dins o

fora de l'àrea sotmesa als descasts dels anys 1992 a 1996.

L'heterogeneïtat espacial referida al pendent i singularitat del terreny s'ha degut a la menor densitat de nius en els Penya-segats respecte a les zones de Mitjana Pendent i Rocam Costaner; les restant zones (Alta Pendent, Vall de Gregal i Planúria) també han tingut una densitat major que la dels Penya-segats, però les diferències no han arribat a ser significatives. Aquesta menor densitat de nius als Penya-segats ve essent una constant que es dona cada any (veure, per exemple, Bosch 1998, 1999, Bosch et al. 2000) i s'ha de desvincular de les campanyes de descast, donat que ja s'havia descrit abans que aquestes s'iniciessin (veure Fortià & Hontangas 1991). Pel que respecta a l'ordenació de les restant zones en funció de les seves densitats, aquesta ha estat pràcticament igual a la de l'any passat (Bosch 1999).

En quant a l'heterogeneïtat espacial referida al tipus de substrat dominant, s'ha tornat a observar un patró molt similar a de l'any anterior, amb una densitat de nius significativament inferior en la zona de vegetació alta respecte a la de vegetació nula. L'any anterior també es van detectar diferències significatives entre la densitat en la vegetació alta i la vegetació baixa (Bosch 1999). La menor densitat de nius a les zones de vegetació alta es un fet habitual no tan sols a la pròpia colònia de les Medes (veure, per exemple: Bosch

& Sol 1998) sinó a d'altres colònies de gavines (Monbailliu & Torre 1986, Goutner 1992, Fasola & Canova 1992) i pot respondre a estratègies reproductores pròpies de làrids (Burger & Shisler 1978, Bukacinska & Bukacinski 1993) i al fet que grans cobertures de vegetació alta redueixen la disponibilitat d'espai per a l'assentament del niu (Bosch & Sol 1998).

L'heterogeneïtat espacial associada al descast s'ajusta al patró que es ve observant des que es va iniciar la pràctica d'aquesta mesura de control a la colònia: una menor densitat de nius en l'àrea de descast respecte a l'àrea exclosa de descast (Bosch 1998, 1999, Bosch et al. 2000). Aquests resultats mostren que el descast provoca una reducció diferencial de la densitat dins la colònia, incidint principalment a l'àrea on es realitza (Álvarez 1992, Wanless & Langslow 1983). L'any passat es va observar una reducció de les diferències entre ambdues àrees (sotmesa i exclosa de descast) respecte al 1998 (Bosch 1999), però enguany les diferències s'han mantingut. Això podria estar relacionat amb els mecanismes que regulen el reclutament de nous individus dins de la colònia (Chabrzyk & Coulson 1976) malgrat que les dades del present estudi no aporten informació al respecte.

Aquest manteniment de l'heterogeneïtat espacial en la densitat nidificadora als tres nivells esmentats es deu al fet que les densitats d'enguany han variat molt poc respecte a les de l'any anterior. És a dir, no tan sols s'ha mantingut la proporció de nius entre les diferents zones de la colònia sinó també el nombre de nius de cada zona. En aquest sentit, no s'ha detectat cap diferència significativa entre els valors de nidificació d'enguany i els de 1999. No obstant, malgrat aquesta manca de diferències significatives, en tots els casos s'ha observat una tendència a incrementar els valors de densitat respecte al 1999.

La conseqüència directa del manteniment de la densitat nidificadora és que el nombre de parelles reproductores de la colònia ha estat bastant similar al de 1999, però amb un increment de 500 parelles. Aquest increment resulta de l'efecte combinat de cadascun dels lleugers increments de densitat que s'han produït a totes les zones de l'arxipèlag. Les dades d'enguany ens mostren un patró anual de variació semblant al detectat en els dos anys anteriors, en el qual la mida de la colònia té tendència a augmentar amb una taxa de creixement baixa. Al 1997 la colònia va assolir el seu mínim poblacional, amb unes 5.400 parelles

i des de llavors, ha anat incrementat els seus efectius a raó d'un 100 a 500 parelles per any.

Tot i que és tracta d'un increment baix (menys de 1000 parelles en tres anys), té molta rellevància ja que representa una nova etapa de la dinàmica poblacional de la colònia, consistent amb un manteniment i lleugera recuperació dels efectius de la colònia. A d'altres colònies de gavians sotmeses a descast s'ha observat que, passat un nombre variable d'anys, la mida de la colònia tendeix a augmentar fins a assolir la que hi havia abans de la realització dels descasts (Blokpoel & Spaans 1990, Skira & Wapstra 1990, Spaans & Blokpoel 1990, Coulson 1991, Bosch & Carrera 1995). Davant d'aquesta nova situació de la colònia de les Medes, cal preguntar-se quina evolució del nombre de parelles pot experimentar els propers anys. En principi, es d'esperar que continuï el seu creixement, ja que: *i*) a partir de l'any vinent s'incorporaran a la població reproductora els individus de cohorts no demançades pel descast (individus nascuts a partir de l'any 1997); i *ii*) sembla que no s'ha reduït la gran disponibilitat d'aliment associada als abocadors urbans, que va ser el principal factor responsable del creixement de la colònia entre els anys seixanta i noranta (Carrera & Vila-grasa 1984, Carrera 1987, Bosch et al. 1994). En aquest sentit, una fracció elevada de les preses regurgitades pels polls capturats a la campanya d'anellament d'enguany procedien dels abocadors. Com ja s'ha anat apuntant en informes previs, únicament s'ha aconseguit establir o disminuir la mida de les colònies a llarg termini quan s'incideix directament sobre les causes que motiven el seu increment (Pons 1992, Pons & Migot 1995). En conseqüència, en el cas de la colònia de les Medes, s'hauria d'evitar que els gavians tinguessin accés a les deixalles urbanes. D'altra banda, s'ha d'evitar el desenvolupament de nous programes de descast per a tornar a reduir la mida de la colònia, ja que bona part de la reducció poblacional que provoca el descast es deu a l'emigració de molts individus cap a altres colònies (Coulson 1991, Bosch et al. 2000), transferint els possibles problemes associats amb aquestes aus a altres indrets.

AGRAÏMENTS

A l'Anna Galdeano, l'Oriol Mascaró, el Jordi Piró i la Núria Pocino, així com també al Toni Orantes, pel seu inestimable ajut en el treball de

camp. Al Port Autònom de Barcelona i al Josep M. Serrano (Far de Sant Feliu de Guíxols) per facilitar allotjament en el far de la Meda Gran. Al Mikel Zabala pel seu suport.

BIBLIOGRAFIA

- Álvarez, G. 1992. Conservation programme for Audouin's Gull in the Chafarinas Islands. *Avocetta* 16: 63-66.
- Blokpoel, H. & L. Spaans 1990. Superabundance in gulls: causes, problems and solutions (Introductory remarks). In: *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici*. Pp.2361-2364. Ben D. Bell, R.O. Cossee, J.E.C. Flux, B.D. Heather, R.A.Hitchmough, C.J.R. Robertson i M.J. Williams, editors. New Zealand Ornithological Congress Trust Board, Wellington. New Zealand.
- Bosch, M. 1994. *La colònia de Gavià de Potes Grogues (Larus cachinnans) a les Illes Medes: aspectes d'interès per a la seva gestió (Memòria I)*. Informe-memòria Dir. Gen. Medi Natural (Generalitat de Catalunya).
- Bosch, M. 1995. *La colònia de Gavià de Potes Grogues (Larus cachinnans) a les Illes Medes: aspectes d'interès per a la seva gestió (Memòria II)*. Informe-memòria Dir. Gen. Medi Natural (Generalitat de Catalunya).
- Bosch, M. 1996. *La colònia de Gavià de Potes Grogues (Larus cachinnans) a les Illes Medes: aspectes d'interès per a la seva gestió (Memòria III)*. Informe-memòria Dir. Gen. Medi Natural (Generalitat de Catalunya).
- Bosch, M. 1998. Cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) i dinàmica poblacional. In: *Programa de control i seguiment de la flora i la fauna de les parts emergides de les Illes Medes, any 1998*. Direcció General del Medi Natural, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya.
- Bosch, M. 1999. Cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) i dinàmica poblacional. In: *Programa de control i seguiment de la i la fauna de les parts emergides de les Illes Medes, any 1999*. Direcció General del Medi Natural, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya.
- Bosch, M. & E. Carrera 1995. Sistemas para evitar la proliferación de gaviotas. *Ciencia y Vida (supl. La Vanguardia)*, 18: 3.
- Bosch, M., D. Oro & X. Ruiz 1994. Dependence of Yellow-legged Gull (*Larus cachinnans*) on food of human activity at two Western Mediterranean colonies. *Avocetta*, 18: 135-139.
- Bosch, M., D. Oro, F. J. Cantos, & M. Zabala 2000. Short term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. *Journal of Applied Ecology*, 37: 369-385.
- Bosch, M., V. Pedrocchi & M. González-Martín 1992. La colonia de ardeidos de las Islas Medes. *Misc. Zool.*, 16: 249-253.
- Bosch, M. & D. Sol 1998. Habitat selection and breeding success in Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Ibis*, 140: 415-421.
- Bukacinska, M. & D. Bukacinski 1993. The effect of habitat structure and density of nests on territory size and territorial behaviour in the Black-headed Gull (*Larus ridibundus* L.). *Ethology*, 94: 306-316.
- Burger, J. & J. Shisler 1978. Nest site selection and competitive interactions of Herring and Laughing gulls in New Jersey. *Auk*, 95: 252-266.
- Carrera, E. 1987. *Gavines*. Cyan editors. Barcelona.
- Carrera, E. & X. Vilagrà 1984. La colònia de gavià argentat (*Larus argentatus michabellis*) de les Illes Medes. In: *Els sistemes naturals de les Illes Medes*. Pp. 131-208 (J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili, Eds.) Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- Chabrzyk, G. & J. C. Coulson 1976. Survival and recruitment in the herring gull *Larus argentatus*. *J. Anim. Ecol.*, 45: 187-203.
- Coulson, J. C. 1991. The population dynamics of culling Herring Gulls and Lesser Black-backed Gulls. In: *Bird Population Studies*. Pp 479-497. (C. M. Perrins, J.-D. Lebreton & G. J. M. Hirons). Oxford University Press. Oxford.
- Fasola, M. & L. Canova 1992. Nest habitat selection by eight syntopic species of Mediterranean gulls and terns. *Colonial Waterbirds*, 15: 169-178.
- Fortià, R. & J. Hontangas 1991. El cens de gavià argentat a les illes Medes. *Revista de Girona*, 149: 601-605.
- Goutner, V. 1992. Habitat use in Yellow-legged Gull (*Larus cachinnans michabellis*) coastal wetland colonies of North-East Greece. *Avocetta*, 16: 81-85.
- Monbailliu, X. & A. Torre 1986. Nest-site selection and interaction of Yellow-legged and Audouin's gulls at Isola dell'Asinara. In: *Mediterranean Marine Avifauna*. Pp. 245-263. (MEDMARAVIS and X. Monbailliu, Eds.) NATO ASI Serie G: Ecological Sciences, 12. Springer-Verlag, Berlin.
- Pons, J.-M. 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a herring gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea*, 80: 143-150.
- Pons, J.-M. & P. Migot 1995. Life-history strategy of the herring gull: changes in survival and fecundity in a population subjected to various feeding conditions. *Journal of Animal Ecology*, 64: 592-599.

- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical test. *Evolution*, 43: 223-225.
- Skira, I. J. & J. E. Wapstra 1990. Control of Silver Gulls in Tasmania. *Corella*, 14: 124-129.
- Spaans, A.L. & H. Blokpoel 1991. Concluding remarks: superabundance in gulls: causes, problems and solutions. *In: Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici*. Pp.2396-2398. Ben D. Bell, R.O. Cossee, J.E.C. Flux, B.D. Heather, R.A.Hitchmough, C.J.R. Robertson and M.J. Williams, editors. New Zealand Ornithological Congress Trust Board, Wellington. New Zealand.
- Tellería, J. L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Raíces, ed., Madrid.
- Torre, I. & M. Bosch 1999. Effects of sex and breeding status on habitat selection by feral House mice (*Mus musculus*) on a small Mediterranean island. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 64: 1-11.
- Wanless, S. & D. R. Langslow, 1983. The effects of culling on the Abbeystead and Mallowdale gullery. *Bird Study*, 30: 17-23.
- Zar J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

CENS DE LA COLÒNIA D'ARDÈIDS DE LES ILLES MEDES A L'ANY 2000

Vittorio PEDROCCHI

Departament de Biologia Animal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona
Diagonal 645, 08028 Barcelona

INTRODUCCIÓ I ANTECEDENTS

Una revisió dels primers treballs realitzats sobre la ornitofauna de les illes Medes es pot trobar a Ferrer *et al.* (1984), on es recullen totes les dades publicades fins al novembre de l'any 1981. Aquestes informacions mostren que fins aleshores no es tenia constància que cap ardèid es reproduís a les illes, si bé s'havien observat esporàdicament exemplars de bernat pescaire (*Ardea cinerea*) i d'agró roig (*Ardea purpurea*) durant l'època migratòria.

Va ser precisament a l'any 1982 quan s'assentà la colònia reproductora d'ardèids a les illes Medes, malgrat que la informació disponible durant tota la dècada dels 80 és un tant limitada. La primera referència publicada és la de Muntaner *et al.* (1983), que esmenten com el martinet de nit (*Nycticorax nycticorax*), l'esplugabous (*Bubulcus ibis*) i el martinet blanc (*Egretta garzetta*)

(Figura 1) es reproduïen a la província de Girona des de l'any 1982 en unes oliveres al repeu d'un cingle marí, tot i que no fan referència explícita a l'arxipèlag de les Medes per tal d'assegurar la seva protecció. Aquesta colònia provindria d'un trasllat d'una altra colònia gironina propera, on hi niaven des de l'any 1973 i que fa referència al tram baix del riu Ter. Sargatal & del Hoyo (1989) també esmenten que a una illa del litoral hi nien tres espècies d'ardèids, provinents d'una antiga colònia del riu Ter que acollia 70 parelles de martinet de nit. Posteriorment, Bosch *et al.* (1992) i acte seguit Fortià & Hontangas (1993) donen a conèixer ja de forma directa més dades sobre la colònia d'ardèids de les Medes, degut en part a la desvelació de la seva existència publicada en un diari de gran tirada l'any 1992 (Fortià 1992).

Fortià & Hontangas (1993) aporten dades de censos de la colònia fins l'any 1992, a partir de



Figura 1. El martinet blanc (*Egretta garzetta*) sobre d'un ullastre a la Meda Gran

recomptes visuals realitzats des de la seva perifèria, situant un màxim de 239 parelles al 1992. Però precisament a partir de la dècada dels 90 aquesta colònia experimenta un creixement considerable, cosa que porta a una manifesta discrepància entre les dades que s'obtenen en recomptes a distància i el nombre de parelles realment establertes. En aquest sentit, els censos efectuats l'any 1992 per Bosch *et al.* (1992) fets des de l'interior de la colònia comptabilitzen un total de 624 parelles reproductores, un número clarament més elevat. A partir d'aquest moment, cada any es van anar realitzant els censos de la colònia fins a l'actualitat, així com també d'altres estudis. Dels resultats de totes aquestes recerques se'n poden trobar dades a Pedrocchi (1994), Pedrocchi (1995), Bosch & Pedrocchi (1995), Pedrocchi *et al.* (1996) i Bosch (1996). A més de les tres espècies esmentades, en els anys 1996 i 1997 va niar una parella de martinet ros (*Ardeola ralloides*) (Pedrocchi *et al.* 1996, Pedrocchi & Bosch 1997).

ÀREA D'ESTUDI I METODOLOGIA

La colònia d'ardèids de les Medes (coordenades 42°0'47"N, 3°13'15"E) es troba a la vessant oest de la Meda Gran, just enfront del litoral, arrecerada sota un penyassegat marí i a cobert d'una vegetació arbóreo-arbustiva mediterrània. Els nius dels ocells queden emplaçats sobre arbusts o arbres d'ullastre (*Olea europaea* var. *sylvestris*), figuera (*Ficus carica*), garrofer (*Ceratonia siliqua*), i fins i tot, alguna vegada sobre ailant (*Ailanthus altissima*). Descripcions prou detallades de la colònia es poden trobar en Bosch *et al.* (1992), Fortià & Hontangas (1993) i Pedrocchi (1994).

El cens que ara es presenta, corresponent a l'any 2000, fou realitzat els dies 9, 10 i 11 de juny. Per això calgué entrar a l'interior de la colònia, on es varen comptar tots els nius i s'identificà el seu contingut. Per evitar possibles problemes d'abandonament de nius, el cens es realitzà quan la colònia estava en un estadi reproductor molt avançat, és a dir, quan tots els nius ja contenien ous i en una bona part els polls ja havien nascut. Això va assegurar que l'estímul dels adults reproductors envers les seves postes fós prou fort per que no abandonessin el niu al ser espantats amb la nostra presència. Quan els polls són petits, aquests resten quiets dins del niu; tanmateix quan els polls són una mica més grans, se situen a la perifèria del niu on hi romanen si no s'els

pertorba. La presència de polls va facilitar el cens, donat que així es va poder identificar el contingut de gairebé tots els nius. Per tal d'assegurar que el cens es realitzava en aquest estadi reproductor que s'acaba d'esmentar, durant tres setmanes es va fer un seguiment previ de la colònia amb prismàtics i telescopi terrestre. És important assenyalar que aquest seguiment sempre es va fer des de fora de la colònia, evitant qualsevol mena de pertorbació associada a la nostra presència.

Una dificultat afegida per a la realització del cens va ser el fet que tota l'àrea de nidificació és molt extensa i complicada d'atravesar. És per això, doncs, que es va dividir en 7 zones, en cadascuna de les quals prèviament s'havia numerat i identificat cada arbre en un mapa -agrupats per nuclis- per tal de comptar els nius per peu vegetal d'una forma acurada, precisa i ràpida.

L'entrada a la colònia únicament es va realitzar quan les condicions ambientals van ser plenament favorables, per evitar problemes de regulació de temperatura tant en ous com en polls. Es requereix una temperatura ambiental suau, sense fer excessiu calor, ni gens de fred, pluja o vent. Quan les condicions ambientals no eren les adequades, el cens es va aplaçar. L'operació de comptar els nius de cada nucli va ser ràpida i efectiva, però sense moviments bruscos per a aconseguir que els ocells adults que ens vigilaven a distància ens tinguessin controlats i no s'estressessin gaire. A tall d'exemple, esmentem que la zona més petita és va censar en 8 minuts, mentre que en la de majors dimensions s'invertiren fins a 46 minuts. A les zones grans els ocells adults van anar tornant als nius a mesura que avançavem per l'interior del nucli, de manera que van romadre fora dels nius un temps màxim no pas superior als 10-15 minuts.

L'assignació de les espècies a les que pertanyien els nius es va fer per observació directa dels adults a l'abandonar els nius i a partir dels trets diferencials dels polls per a cada espècie (Cramp & Simmons 1977, Harrison 1977, Maddock 1989)(Figura 2). La determinació de l'espècie a partir de les dimensions dels ous es va utilitzar únicament en el cas del martinet de nit, els ous del qual són de mida diferent a la del martinet blanc o esplugabous (Cramp & Simmons 1977).

D'altra banda, es va anotar el substrat sobre el qual es situava cada niu, és a dir, olivera (ullastre), figuera, garrofer o ailant.

Pràcticament no es van detectar nius abandonats, donat que aquests desapareixen de seguida degut a que els adults de nius propers els des-



Figura 2. Poll de martinet de nit (Nycticorax nycticorax) al seu niu de la Meda Gran

monten per a aconseguir branques pel seu propi niu (dades pròpies). La seva identificació resulta senzilla perquè consten només de molt poques branques mal disposades i sense rastres de regurgitats o excrements frescos.

RESULTATS

A la taula 1 es mostren els resultats del cens d'ardèids corresponent a l'any 2000, distingint en funció de l'espècie d'ocell i del substrat vegetal on es situava el niu. Aquestes espècies nien típicament en arbres, formant colònies mixtes (Voisin 1991). A la taula 2 es mostren els nius censats per cada espècie segons la zona mostrejada.

La majoria de nius es van trobar sobre ullastre i després sobre figuera (taula 1). De garrofers només hi ha tres peus a l'illa i és per això que el percentatge de nius que s'hi van trobar al seu

damunt va ser reduït. L'ailant, encara que prou abundant, és un arbre que creix formant una canya recta i fina que no permet assentar-hi nius amb facilitat, i per això només és utilitzat pels ocells de forma molt esporàdica, com va ser un niu de martinet de nit a l'any 1999.

Els esplugabous van assentar els nius quasi totalment sobre els ullastres (91.9%), així com el martinet blanc (100%). En canvi, el martinet de nit, de costums crepusculars i més críptic, va situar bona part dels nius sobre les figueres (33.6%), a on els amaga entre un brancatge impenetrable, si bé igualment van predominar sobre l'ullastre (65.7%). Aquesta diferent distribució dels nius de les tres principals espècies d'ardèids segons el substrat vegetal va resultar ser estadísticament significativa (test G = 94.9, g.l. = 4, P < 0.001, Zar 1984).

Enguany no s'ha trobat cap niu de martinet ros, que en dues ocasions havia niat a la zona 6. Els esplugabous han resultat molt abundants a la

Taula 1. Resultats del cens de nius d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 2000 en funció del substrat vegetal. N = número de nius de cada espècie en cada substrat vegetal, %(1) = distribució percentual de nius de cada espècie sobre els diferents substrats vegetals, %(2) = percentatge d'ocupació de cada substrat pels nius de les diferents espècies.

Espècie	Ullastre			Substrat vegetal			Garrofer			Total
	N	%(1)	%(2)	N	%(1)	%(2)	N	%(1)	%(2)	
<i>B. ibis</i>	1017	92.2	89.1	59	5.3	55.1	27	2.4	96.4	1103
<i>N. nycticorax</i>	94	65.7	8.2	48	33.6	44.9	1	0.7	3.6	143
<i>E. garzetta</i>	30	100	2.6	0	0	0	0	0	0	30
Total	1141			107			28			1276

Taula 2. Resultat del cens d'ardèids de les illes Medes en funció de la zona mostrejada.

	<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Egretta garzetta</i>	TOTAL (%)
Zona 0	0	29	0	29 (2.3)
Zona 1	206	9	2	217 (17.0)
Zona 2	128	8	4	140 (11.0)
Zona 3	36	25	2	63 (4.9)
Zona 4	218	4	5	227 (17.8)
Zona 5	79	57	5	141 (11.1)
Zona 6	436	11	12	459 (36.0)
TOTAL	1103	143	28	1276

zona 6, seguit de la zona 4 i la zona 1. El martinet de nit ha resultat especialment abundant a la zona 5 i 0, i el martinet blanc a la zona 6. A la zona 1 l'any passat (1999) es va trencar un peu important d'olivera, probablement mort a conseqüència dels propis excrements dels ardèids, pel que el nombre de nius que hi caben des d'aleshores ha resultat menor que en anys anteriors.

A la figura 3 es pot veure l'evolució de la colònia d'ardèids de les Medes des del seu inici fins a l'actualitat (dades recopilades a Pedrocchi *et al.* 1996, 1998, 1999, Pedrocchi & Bosch 1997 i present memòria). Es pot observar que la colònia va néixer al 1982 i que a principis dels 90 va manifestar un augment considerable d'efectius. També s'observa que l'espècie responsable d'aquest augment és l'esplugabous, amb un creixement mig anual del 15.9% fins el 1999 (d.e. = 24.43, n = 7, període 1992-1999), si bé sembla

que actualment s'ha estabilitzat (figura 3), i fins i tot podria davallar si continuen morint els arbres que sustenten la colònia per causa dels excrements dels ocells. El martinet blanc i el martinet de nit s'han mantingut més o menys estables des de l'any 1992, l'un al voltant de 40 nius i l'altre superant el centenar, respectivament, si bé enguany només s'han comptabilitzat 30 nius de martinet blanc i en canvi 143 de martinet de nit.

DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS

La colònia d'ardèids de les illes Medes ha registrat durant l'any 2000 un nombre d'efectius reproductors inferior al 1999. L'elevat creixement en anys anteriors de l'esplugabous sembla ser que darrerament ha començat a estabilitzar-se. El martinet blanc i el martinet de nit enguany han

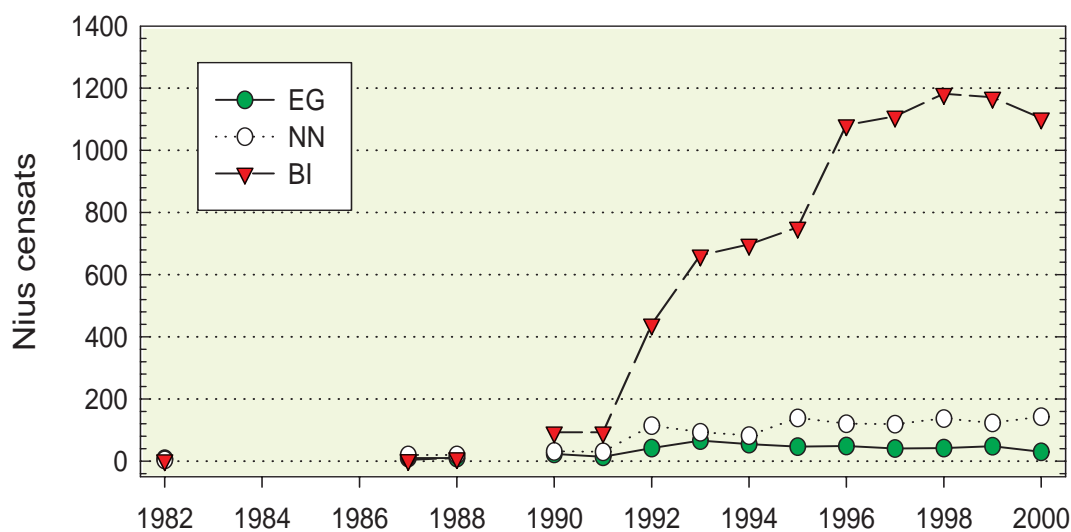


Figura 3. Evolució de la colònia d'ardèids de les illes Medes des del seu inici. Dades extretes de Pedrocchi *et al.* (1996, 1998, 1999), Pedrocchi & Bosch (1997) i present memòria. No s'inclou el martinet ros. BI = *Bubulcus ibis*, NN = *Nycticorax nycticorax*, EG = *Egretta garzetta*.

Taula 3. Dades comparables dels censos de nidificants d'ardèids colonials a les colònies més importants de Catalunya. 1. Martínez-Vilalta (1994). 2. Copete (1998, 2000). 3. J. Camprodon (Com. Pers.). 4. Anònim (1997). 5. F. Hernández (Com. Pers.). 6. Gutiérrez (2000).

Localitat	<i>B. ibis</i>	<i>N. nycticorax</i>	<i>E.garzetta</i>	<i>A. ralloides</i>	<i>A. purpurea</i>	<i>A. cinerea</i>
I. Medes (2000)	1103	143	30	0	-	-
Delta Ebre (1994) ¹	4079-4345	160	768-807	434	470	-
Segre-Cinca (1999) ⁵	222	47	10	-	-	-
Utxesa (1998) ²	38	20	-	-	30**	20**
Aiguamolls (1997) ²	-	-	-	-	47	-
Riu Ter (1997) ³	-	26	-	-	-	1*
Embassament Cellers (1998) ²	-	≥1*	1	-	-	35
Riu Francolí (1997) ⁴	-	8	-	-	-	-
Zoo Barcelona (1996) ²	-	-	-	-	-	35
S. Ll. Montgai (1998) ²	-	-	-	-	-	10
Pantà Camelis (1998) ²	-	-	-	-	2	-
Prat del Llobr. (2000) ⁶	-	≥1	≥1	6	≥1	1
La Bòbila (1997) ²	-	2	-	-	-	-

* Dades de l'any 1996. **Dades de l'any 1997. D'*Egretta alba* es va reproduir una parella l'any 1997 en el delta de l'Ebre.

variats els seus efectius, però probablement es mantenen en la mateixa línia d'estabilitat general tot i les fluctuacions anuals.

L'augment enregistrat en anys anteriors de l'esplugabous es deu a la seva estratègia alimentària més generalista i al fort creixement que ha enregistrat en altres colònies de l'oest del Mediterrani (Pedrocchi *et al.* 1996).

La zona 1 fins ara havia estat una de les més importants de la colònia, i probablement comença a notar els efectes de l'àcid úric dels excrements dels ocells i l'acumulació excessiva de matèria orgànica, de manera que els arbres que sustenten els nius es van debilitant fins a morir. La pròpia colònia pot fer desaparèixer en un futur els seus propis suports estructurals (arbres), tal i com s'ha registrat en altres colònies (Voisin, 1991).

Actualment la colònia està ocupant gairebé tots els arbres disponibles de l'illa, excepte els que estan més propers a una influència humana (camí de pujada a l'illa i fins fa poc la planúria de dalt), i també excepte els arbres separats de la resta de la colònia. Enguany, però, en els arbres de la planúria s'han trobat 29 nius de martinets de nit, que es pot considerar un nombre important. Tampoc són ocupats els ailants, que no són seleccionats per fer-hi els nius més que en rares ocasions, i per tant no són bons suports estructurals per la colònia.

El fet que els arbres (bàsicament ullastres) arribin a ser insuficients per tota la població d'ardèids es pot considerar un dels factors limi-

tants pel creixement de la colònia, i podria ser la causa de l'estabilització d'efectius en els darrers anys. Cal preveure que l'excedent d'esplugabous que genera la colònia de les Medes s'instal·li en altres colònies properes, ja que aquesta es troba prop del punt de saturació.

Propiciar l'augment d'ullastres com a suport estructural afavoriria a la colònia de les Medes, sobretot tenint en compte que els propis ardèids van matant els arbres amb els seus excrements. A les illes també existeixen peus joves d'ullastre, que quan són prou grans són ocupats pels ardèids. En un principi, si l'arbre té pocs nius, els ocells poden aportar adob amb els seus excrements, però quan el nombre de nius és molt elevat, els arbres poden morir cremats per excés d'àcid i nitrats. Cal preveure si la taxa de renovació i creixement dels ullastres és positiva per mantenir la colònia d'ardèids, o si per contra és negativa, cosa que assenyalaria un futur incert per la colònia. De moment cal tenir en compte aquest aspecte donat que s'han detectat els primers símptomes, si bé no sembla rellevant en un futur immediat, però sí que podria ser-ho a més llarg termini.

Els nombre de nius d'ardèids comptats a les illes Medes a l'any 2000 ascendeix a 1276. A la taula 3 s'exposen de forma comparada les dades de nidificació d'ardèids colonials a les altres àrees de cria de Catalunya. Segons aquestes dades, la localitat de les Medes acull la població més gran d'ardèids colonials darrera de les colònies del delta de l'Ebre, pel que podem considerar-la com a la segona més important de Catalunya.

Taula 4. Situació actual de protecció legal i categoria d'amenaça de les espècies d'ardèids de la colònia de les illes Medes (dades de Blanco & González 1992). C.A. = Categoria d'Amenança (Mundial/Espanya), on NA = no amenaçada, R = rara i E = en perill d'extinció. El Real Decreto 439/90, pel que es regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas; "I" representa al taxons catalogats "En peligro de extinción" i "II" als catalogats "De interés especial". Directiva de Aves (79/409/CE, ampliada per la Directiva 91/294/CE), referent a la Conservación de Aves Silvestres, "I" representa a "las especies incluidas en el Anexo I que deben de ser objeto de conservación del hábitat". Conveni de Berna, relatiu a la Conservació de Vida Silvestre i el Medi Natural a Europa, "II" representa a les espècies incloses en l'Annex II, estrictament protegides. La Llei 3/1988 de 4 de març de la Generalitat de Catalunya estableix a l'Annex II les espècies salvatges protegides a Catalunya.

Espècie	C.A.	R.D. 439/90	Directiva Aves	Conveni Berna	Llei 3/1988
<i>Bubulcus ibis</i>	NA/NA	II	-	II	II
<i>Nycticorax nycticorax</i>	NA/R	II	I	II	II
<i>Egretta garzetta</i>	NA/NA	II	I	II	II
<i>Ardeola ralloides</i>	NA/E	I	I	II	II

La importància de la colònia de les Medes dins de Catalunya, juntament amb la protecció oficial d'aquests ocells, tant a Europa, com Espanya i Catalunya (taula 4), ens indica que cal donar prioritat a la seva protecció i conservació, donat que els ardèids són aus molt sensibles a la presència humana. És molt important minimitzar l'entrada de gent a tota la zona de cria, cosa fàcil d'aconseguir si la gent no es surt del camí de pujada al far de la Meda Gran (veure més recomanacions a Bosch & Zabala 1997). L'entrada esporàdica d'investigadors especialitzats sota condicions controlades (veure apartat de mètodes) no ha de comportar cap efecte negatiu sobre la colònia, però sí en canvi l'afluència de gent continuada, o bé l'entrada puntual d'algú en fases sensibles de la colònia, o també si aquesta persona desmunta un niu o s'emporta algun poll, fets molt greus que poden provocar el pànic a la colònia amb el subsegüent abandonament de nius. És especialment sensible l'inici d'assentament de la colònia, durant la primavera de cada any, perquè els adults tot just comencen a posar els ous i un destorb pot comportar l'abandonament d'una part de la colònia.

Enguany s'han trobat 29 nius de martinets de nit a les oliveres de darrere del far i del mirador, en zona de planúria, i fàcilment accessibles per la gent que puja al far. És important regular l'afluència de públic a la Meda Gran, evitant que les persones s'apropin a les zones de nidificació. Donat que la colònia està situada al llarg del repeu del penyassegat que s'encara cap a l'Estartit, és important evitar l'accés a aquests penyassegats de ponent.

AGRAÏMENTS

Volem agrair al Servei de Vigilància de les Medes per facilitar el desplaçament a l'arxipèlag; al Port Autònom i a J.M. Serrano per adequar la nostra estància al far de la Meda Gran. A en Marc Bosch, Núria Pocino i Bet Pons per la seva col·laboració en la realització del treball de camp.

REFERÈNCIES

- Anònim. 1997. El Camp de Tarragona atreu la visita de noves espècies d'aus. *Revista Iniciatives*, 5: 38. Ed. Mediterrània, Centre d'Iniciatives Ecològiques.
- Blanco, J.C. & González, J.L. 1992. *Libro rojo de los vertebrados de España*. Icona. 714 pp.
- Bosch, M., Pedrocchi, V. & González-Martín, M. 1992. La colonia de ardeidos de las islas Medes (NE de España). *Misc. Zool.*, 16: 249-253.
- Bosch, M. & Pedrocchi, V. (1995). La zona emergida de las islas Medes, un lugar olvidado. *Quercus*, 114: 19-22.
- Bosch, M. 1996. The effects of culling on attacks by Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) upon three species of herons. *Colonial Waterbirds*, 19: 248-252.
- Bosch, M. & Zabala, M. 1997. Propuesta de plan de gestión de la zona emergida de las islas Medes. SEO/Birdlife, Madrid.
- Copete, J.L. (Ed.). 1997. Anuari d'Ornitologia de Catalunya 1996. Grup Català d'Anellament. 285 pp.
- Copete, J.L. (Ed.). 2000. Anuari d'Ornitologia de Catalunya 1997. Grup Català d'Anellament. 409 pp.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (Eds.). 1977. *The birds of the Western Palearctic*. Vol I. Ed. Oxford University Press, Oxford.
- Ferrer, X., Filella, S. & Xampeny, J. 1984. L'ornitofauna de les illes Medes. Pp 277-289. In: J.Ros, I. Olivella & J.M. Gili. *Els sistemes naturals de les illes Medes*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

- Fortià, R. 1992. El impacte ecològic de la superpoblació de gaviotas. *Ciencia y tecnología (supl. La Vanguardia)*, 130: 6-7.
- Fortià, R. & Hontangas, J. 1993. La colònia d'ardeïdes de les illes Medes. *Revista de Girona*, 156: 42-47.
- Gutiérrez, R. 2000. Crònica ornitològica juny-agost 2000. *Butlletí de Contacte del Grup Català d'Ane-llament*, 11: 38-39.
- Harrison, C. 1977. *Nidos, huevos y polluelos de las aves de España y de Europa*. Ed. Omega, Barcelona.
- Maddock, M. 1989. Identification of nestlings egrets (*Egretta* sp. and *Ardeola ibis*). *Corella*, 13: 24-26.
- Martínez-Vilalta, A. 1994. Notes faunístiques i florístiques. *Butlletí del Parc Natural del delta de l'Ebre*, 8: 43.
- Muntaner, J., Ferrer, F. & Martínez-Vilalta, A. 1983. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ed. Ketres. Barcelona. 322 pp.
- Pedrocchi, V. 1994. *Biologia de la colònia d'ardèids de les illes Medes. Museu del Montgrí i del Baix Ter (Torroella de Montgrí)*. Memòria inèdita. Realitzada amb un ajut ACOM de la CIRIT. 91 pp.
- Pedrocchi, V. 1995. *La colònia d'ardèids de les illes Medes: alguns aspectes de la seva biologia*. Llibre de la festa major de Torroella de Montgrí 1995. Museu del Montgrí i del Baix Ter, Centre d'Estudis i Arxius, Torroella de Montgrí. p 29-37.
- Pedrocchi, V., Bosch, M. & Pedrocchi, C. 1996. Ecologia tròfica de los ardeidos de las islas Medes. XIII Jornadas Ornitológicas Españolas (SEO). Figueres (Girona), 5-8 de Desembre de 1996.
- Pedrocchi, V. & Bosch, M. 1997. *Memòria de resultats del cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 1997*. Universitat de Barcelona. Treball no publicat.
- Pedrocchi, V., Bosch, M. & Pons, E. 1998. *Memòria de resultats del cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 1998*. Universitat de Barcelona. Treball no publicat.
- Pedrocchi, V., Pons, E. & Pocino, E. 1999. *Memòria de resultats del cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 1999*. Universitat de Barcelona. Treball no publicat.
- Sargatal, J. & Del hoyo, J. 1989. *Ocells dels Aiguamolls de l'Empordà*. Ed. Lynx, Barcelona.
- Voisin, C. 1991. *The herons of Europe*. T& A.D. Poyser. London. 364 pp.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall Ed. London, UK.

SEGUIMIENTO DE LA PRADERA DE *Posidonia oceanica* DE LAS ISLAS MEDES. EJERCICIO 2000

Javier ROMERO, Marta PÉREZ & Pere RENOM

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona
Diagonal 645, 08028 Barcelona

RESUMEN

Siguiendo la metodología de años anteriores (ver informes de seguimiento previos), durante los meses de noviembre y diciembre de 2000 se tomaron una serie de medidas de vitalidad de la pradera de *Posidonia oceanica* de las islas Medes, así como de macrofauna asociada.

Los resultados se presentan en las tablas que se adjuntan.

Los valores de densidad parecen disminuir en la mayor parte de las estaciones, salvo en la de 6.5 metros. Esta disminución entra dentro de la amplitud de las oscilaciones detectadas en años anteriores, por lo que no se considera alarmante, al menos mientras la tendencia a la baja no se mantenga en años sucesivos. El descenso más notable se ha detectado en la estación de 5 metros; en esta profundidad se van a hacer algunas medidas complementarias para corroborar





Figura 1. Mapa de la pradera de *Posidonia oceanica* de las Islas Medas, con la localización del transecto permanente. Según Manzanera, M. & Romero, J. Seguiment temporal de la reserva Marina de les Illes Medes. Informe anual 1997. Dept. d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Direcció General del Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

(o, en su caso, descartar) los bajos valores de este año. Por otra parte, la cobertura parece mantenerse o aumentar, por lo que el diagnóstico general sobre la pradera es de estabilidad, en términos generales y siempre a la espera de lo que pudiera suceder en próximos ejercicios.

No se han detectado inflorescencias.

La población de erizos de la pradera se mantiene estable, pues si bien se han detectado una disminución de la densidad en la estación de 5 metros, dicha densidad ha aumentado a 6.5 metros, por lo que los cambios observados hay que atribuirlos, probablemente, a desplazamientos horizontales de los indivisuos más que a cambios en el tamaño de la población.

Por problemas logísticos (mal tiempo) no ha podido hacerse el seguimiento de las nacras ni del calvero. Dicho seguimiento se hará durante el mes de enero, y sus resultados se incluirán en el informe del ejercicio del 2001.

OBJETIVOS

Las praderas de *Posidonia oceanica* se cuentan entre los ecosistemas de mayor interés biológico del Mediterráneo, por su elevada producción primaria, por su capacidad de albergar y alimentar a numerosas especies vegetales y animales y por su papel estabilizador de los sedimentos litorales. A la vez, se trata de una de las comunidades marinas más seriamente amenazada por la acción humana, de forma que en numerosos puntos, especialmente de la cuenca noroccidental, se ha constatado una importante regresión de la misma.

En el archipiélago de las islas Medes, la pradera de *Posidonia oceanica* ocupa una extensión de 8.8 Ha, por lo que podemos considerar que se trata de uno de los ecosistemas cuantitativamente más importantes de estas islas (Figura 1). Así, dentro del plan plurianual de seguimiento de la

reserva submarina de las islas Medes, se justifica plenamente el esfuerzo invertido en evaluar el estado biológico del mismo, tanto para obtener una diagnosis de su estado actual como para documentar sus cambios interanuales. Los datos adquiridos tienen una especial relevancia en cuanto a que son comparables no sólo con los de años previos del programa de seguimiento de la reserva sino también con datos existentes de años anteriores a la protección (concretamente, 1984 y 1987), siendo una de las series temporales más largas existentes en la actualidad sobre este ecosistema.

PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

Estrategia para la elaboración del informe de 2000

El presente informe propone como objetivos:

- (i) Repetición de las medidas de densidad.
- (ii) Repetición de las medidas de cobertura.
- (iii) Adquisición de datos sobre las poblaciones de equinodermos acompañantes.

Definiciones

Entendemos por densidad de haces el número de haces por metro cuadrado de sustrato. Los haces tienen la apariencia de agrupaciones individualizables de hojas (de 3 a 7 hojas por haz), y son el producto del patrón de ramificación de la planta, correspondiendo cada uno de ellos a un eje (rizoma) de crecimiento vertical (más raramente horizontal), más o menos largo. El recuento de dichos haces suministra un descriptor básico de vitalidad de la pradera, así como una primera aproximación a otras variables cuantitativas (producción, biomasa, etc.) ecológicamente relevantes.

Los haces de *Posidonia* pueden disponerse de manera continua, o bien pueden ir apareciendo entre ellos calveros de arena o de rizoma muerto (que recibe el nombre de mata), lo que comporta una ocupación incompleta del sustrato. Entendemos como cobertura la fracción de sustrato recubierto por *Posidonia* viva, esto es, el cociente (como porcentaje) entre la superficie de los rodales de la planta y la superficie de rodales más calveros.

Al hablar de densidad, nos referimos, salvo indicación en contrario, a la densidad en el interior de los rodales. Por lo tanto, la variable “den-

sidad” hace referencia sobre todo a una propiedad intensiva de la pradera, mientras que la variable “cobertura” es de tipo más extensivo. Ambas variables pueden ser combinadas en un descriptor sintético mixto, la densidad global, que definimos como el producto entre la densidad y la cobertura (en tanto por uno).

Métodos

Estima de la densidad

La densidad se estima mediante el recuento en inmersión de haces en el interior de un cuadrado de 40 x 40 cm, subdividido en cuatro subcuadrados de 20 x 20 cm. Los cuadrados se colocan al azar en el interior de rodales de *Posidonia*, y se anota el número de haces presentes en cada uno de los cuatro subcuadrados.

Estima de la cobertura

Se tiende una cinta métrica graduada en centímetros y de 50 m de longitud total, procurándose que el inicio y el final del transecto estén aproximadamente a la misma profundidad

Cada 5 m se coloca un cuadrado de 40 x 40 cm (subdividido en cuatro cuadrados de 20 x 20 cm) y se estima visualmente la cobertura de *Posidonia* en cada subcuadrado. Las estimas las realizan de manera independiente dos buceadores. Como criterio, se asume: (1) que la cobertura se refiere más a la base de las haces que a las hojas y (2) que se considera recubrimiento continuo cuando la distancia entre haces es inferior a 10 cm.

Distribución de las muestras: transectos y estaciones fijas

La selección de los puntos de muestreo es lógicamente un aspecto crítico para la posterior interpretación de los resultados obtenidos. La totalidad de las medidas han sido realizadas en una franja que sigue la línea de máxima pendiente y de límite superior a límite inferior de la pradera (véase Fig. 1). En dicha franja se han seguido dos estrategias complementarias:

a) Estaciones fijas: se han seleccionado cuatro estaciones a lo largo del gradiente batimétrico (límite superior ó 5 m, 6.5 m, 8.7 m y 14 m ó límite inferior) representativas del intervalo batimétrico el que vive esta especie en el área de estudio. Se ha estimado la densidad mediante el recuento de 16 cuadrados en la estación de 5 m,

de 15 en la de 6.5 m, de 12 en la de 8.7 m y de 14 en la de 14 m, y la cobertura mediante la realización de 8 fotografías, así como de tres transectos por estación, más las estimas visuales.

b) Transecto permanente: se tendió un cabo de límite superior a límite inferior de la pradera según la línea de máxima pendiente con marcas numéricas (chapas) metro a metro (longitud total cercana a los 80 m). Sobre dicho transecto y cada dos chapas se contaron los haces presentes en un cuadrado de 40 x 40 cm, según la técnica descrita. Asimismo, se anotó la profundidad. El profundímetro se calibra, en todas las ocasiones, en relación a un punto fijo de profundidad conocida. Posteriormente, y también cada dos chapas, se realizaron fotografías para la estima de la cobertura.

Ambas estrategias son complementarias, ya que las estaciones fijas suponen una inversión de esfuerzo puntual e importante, que permite un conocimiento preciso, base imprescindible para comparaciones interanuales, mientras que el transecto revela sobre todo la tendencia o tendencias generales de variación de estos descriptores con la profundidad. Hay que hacer constar también que los datos obtenidos describen adecuadamente la franja estudiada, pero sólo con ciertas precauciones son generalizables al conjunto de la pradera de las islas Medas.

Recuento de equinodermos

Desde 1996 se vienen presentando los datos de recuento de las tres especies principales de

equinodermos que viven en la pradera: *Paracentrotus lividus* (erizo común), *Sphaerechinus granularis* (erizo de púas violetas) y *Holothuria tubulosa* (cohombro de mar). Los recuentos se realizan en las estaciones fijas empleando los cuadrados utilizados en los recuentos de número de haces. Los resultados se expresan en individuos por m².

RESULTADOS

En la tabla 1 se presentan los valores de densidad de las estaciones fijas de todos los años estudiados. En la figura 2 se presentan las desviaciones respecto a la media de los datos de densidad de cada estación fija para todos los años estudiados. En el 2000, la densidad de todas las estaciones disminuye débilmente respecto a los valores de 1999, salvo la estación de 6.5 m. Sin embargo, este descenso parcial no desfigura la tendencia creciente detectada en general desde los mínimos de 1993.

En la tabla 2 se presentan los valores de cobertura (obtenida por el método fotográfico) de las estaciones fijas de todos los años estudiados. En la figura 3 se presentan las desviaciones respecto a la media de los datos de cobertura de cada estación fija para todos los años estudiados. En el 2000 se observa un incremento de la cobertura a todas las profundidades. La tendencia histórica de la serie muestra dos periodos bastante claros. Si entre los años 1990 y 1994 puede apreciarse una notable disminución (variable en función de las estaciones), desde entonces los valores se han

Tabla 1. Densidad (haces m⁻²) en las cuatro estaciones fijas. Se da el error standard para cada valor (n oscila entre 10 y 20, según las estaciones y los años).

Año	5 m	6.5 m	8.7 m	14 m
1984	628 + 19	540 + 17	455 + 11	340 + 14
1987	746 + 28	658 + 25	462 + 22	291 + 22
1990	646 + 22	584 + 32	561 + 24	193 + 14
1991	531 + 39	-	448 + 13 (*)	181 + 14
1992	537 + 26	494 + 19	462 + 19	173 + 11
1993	593 + 16	466 + 26	442 + 23	158 + 13
1994	481 + 14	519 + 16	555 + 27	213 + 18
1995	601 + 12	583 + 21	529 + 26	191 + 17
1996	581 + 29	644 + 28	573 + 31	206 + 9
1997	596 + 38	541 + 31	596 + 19	248 + 14
1998	707 + 22	733 + 25	554 + 26	205 + 17
1999	789 + 19	700 + 33	608 + 19	292 + 16
2000	682 + 23	713 + 25	543 + 34	273 + 20

(*) corresponde en realidad a la una zona comparable situada a 10 m de profundidad

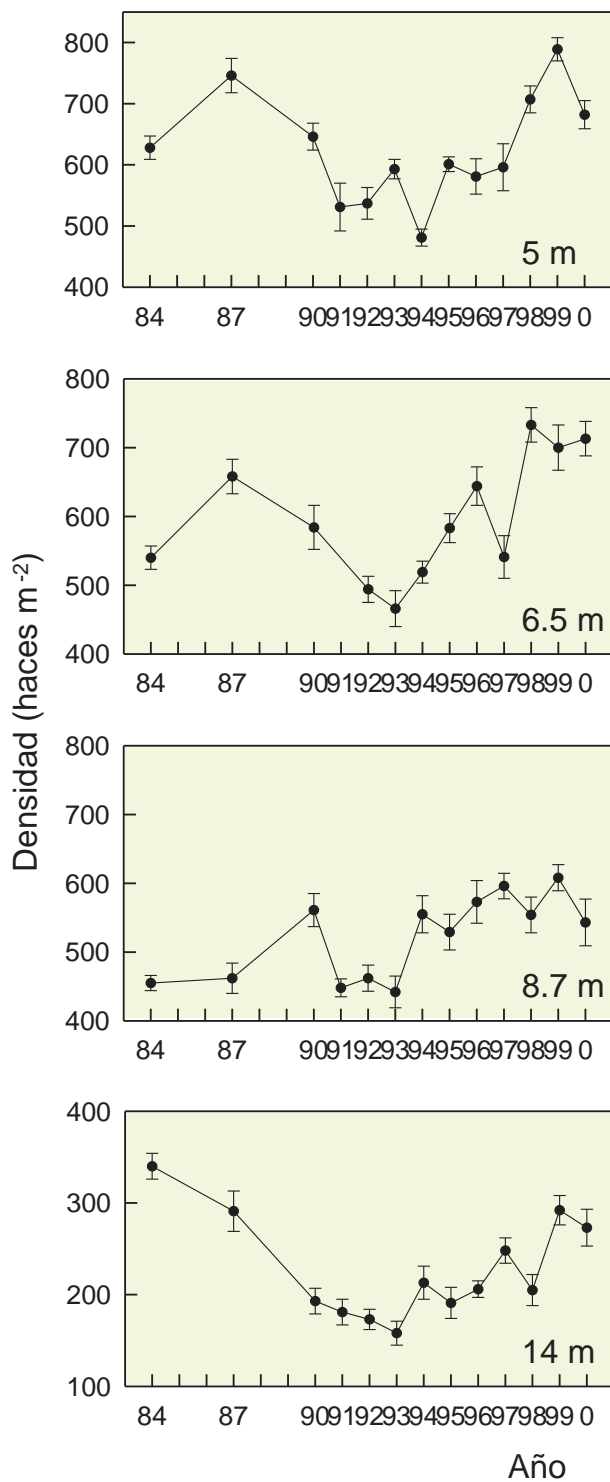


Figura 2. Desviaciones respecto a la media de los datos de densidad (haces m^{-2}) de las cuatro estaciones fijas para todos los años estudiados. Se da el valor medio de la serie para cada profundidad. Las barras verticales representan el error estándar.

recuperado, estabilizándose en torno a la media histórica (estaciones somera y profunda) o algo por encima de ella (estaciones intermedias). Por primera vez desde entonces, en el 2000 se observan síntomas positivos de aumento de la cober-

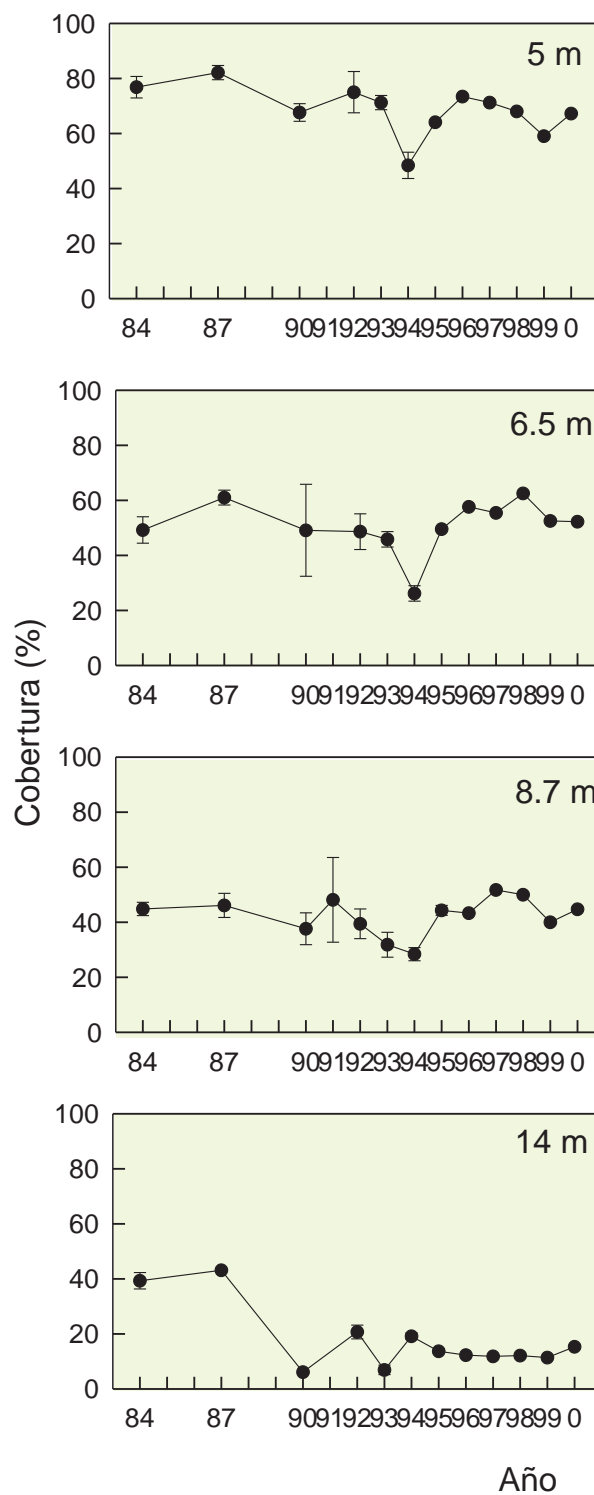


Figura 3. Desviaciones respecto a la media de los datos de cobertura (%) por el método fotográfico de las cuatro estaciones fijas para todos los años estudiados. Se da el valor medio de la serie para cada profundidad. Las barras verticales representan el error estándar.

tura en la estación más profunda (14 m), que es la que mostraba una inercia más clara a la recuperación.

En la tabla 3 se presentan los datos de densidad de equinodermos en las cuatro estaciones

Tabla 2. Cobertura (%) en las cuatro estaciones fijas. Se da el error standard para cada valor (n = 8 en la mayoría de los casos).

Año	5 m	6.5 m	8.7 m	14 m
1984	76.8 + 2.9	49.2 + 4.1	44.8 + 2.9	39.3 + 2.3
1987	82.1 + 3.9	61.0 + 4.8	46.1 + 2.4	43.1 + 3.0
1990	67.6 + 2.3	49.1 + 5.3	37.6 + 3.1	6.1 + 1.9
1991	-	-	48.1 + 4.9*	-
1992	75.0 + 6	48.6 + 2.2	39.4 + 4.4	20.7 + 5
1993	71.2 + 2.6	45.8 + 2.7	31.8 + 0.6	6.9 + 0.4
1994	48.4 + 3.6	26.2 + 2.8	28.4 + 1.7	19.1 + 2.7
1995	64.1 + 2.9	49.5 + 6.3	44.3 + 5.8	13.7 + 2.0
1996	73.4 + 3.2	57.6 + 16.7	43.3 + 15.4	12.3 + 0.53
1997	71.2 + 3.4	55.4 + 5.2	51.7 + 5.4	11.8 + 1.9
1998	68 + 7.5	62.5 + 6.5	50 + 4.5	12.9 + 2.1
1999	59 + 2.6	52.5 + 2.4	40 + 2.4	11.4 + 1.7
2000	67.2 + 4.8	52.2 + 2.8	44.7 + 1.8	15.3 + 1.2

(*) corresponde en realidad a la una zona comparable situada a 10 m de profundidad

Tabla 3. Datos de recuentos (inv. m⁻²) de equinodermos presentes en las distintas estaciones estudiadas

Año	Especie	Profundidad											
		5 m			6.5m			8.7 m			13 m		
		n	MED	SEM	n	MED	SEM	n	MED	SEM	n	MED	SEM
1987	Holothuria	5	-	-	5	0.40	0.24	5	1.00	0.45	5	0.60	0.24
	Paracentrotus	5	2.20	0.58	5	1.80	0.58	5	0.60	0.40	5	-	-
	Sphaerechinus	5	0.40	0.40	5	0.40	0.40	5	0.20	0.20	5	-	-
1990	Holothuria	6	2.08	1.32	5	2.50	1.53	5	2.00	-	10	0.69	0.69
	Paracentrotus	6	1.04	1.04	5	5.00	2.34	5	-	-	10	-	-
	Sphaerechinus	6	-	-	5	-	-	5	1.00	-	10	-	-
1993	Holothuria	15	1.67	0.96	15	2.50	1.02	15	1.67	0.96	15	5.42	1.20
	Paracentrotus	15	7.08	2.01	15	8.33	2.08	15	2.92	1.03	15	0.83	0.57
	Sphaerechinus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	Holothuria	12	3.65	2.10	15	0.42	0.42	15	2.50	0.82	10	3.13	1.40
	Paracentrotus	12	12.50	3.17	15	10.00	2.71	15	0.83	0.57	10	-	-
	Sphaerechinus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1995	Holothuria	20	2.50	0.95	10	1.25	0.83	10	1.25	0.83	10	3.12	1.04
	Paracentrotus	20	5.30	1.22	10	8.12	2.95	10	1.25	1.25	10	-	-
	Sphaerechinus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1996	Holothuria	20	1.88	0.66	15	3.33	1.48	15	2.08	1.00	15	6.23	93.75
	Paracentrotus	20	6.88	1.10	15	8.75	2.10	15	1.67	0.96	15	5.99	93.75
	Sphaerechinus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1997	Holothuria	20	-	-	15	2.68	1.37	15	0.42	0.42	10	9.82	3.17
	Paracentrotus	20	2.5	0.88	15	5.36	1.77	15	1.25	0.9	10	-	-
	Sphaerechinus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1998	Holothuria	16	0.78	0.48	15	1.34	0.69	15	-	-	16	2.5	1
	Paracentrotus	16	6.25	1.69	15	6.25	1.42	15	-	-	10	-	-
	Sphaerechinus	16	-	-	15	-	-	15	-	-	16	-	-
1999	Holothuria	16	2,34	0,87	15	1,34	0,69	17	0,42	0,42	16	5,08	2,19
	Paracentrotus	16	5,86	2,01	15	3,57	1,22	17	0,42	0,42	16	-	-
	Sphaerechinus	16	-	-	15	0,45	0,43	17	-	-	16	0,39	0,49
2000	Holothuria	14	1.34	0.71	11	1.88	0.91	10	2.5	0.83	10	2.5	1.02
	Paracentrotus	14	4.91	1.49	11	4.38	1.55	10	-	-	10	-	-
	Sphaerechinus	14	-	-	11	-	-	10	-	-	10	-	-

fijas y para todos los años para los que se tienen datos. *Paracentrotus lividus* es la especie más abundante, salvo en la estación profunda, donde suele dominar *Holothuria tubulosa* si bien con densidades inferiores. Por último, *Sphaerechinus granularis* presenta poblaciones tan poco densas, que en el 2000 han resultado indetectables para la resolución del método (tamaño del cuadrado empleado).

Considerando el conjunto de las estaciones, puede verse que las poblaciones de *P. lividus* son bastante fluctuantes, con valores máximos entre 1993 y 1996 y valores decrecientes en los cuatro últimos años (1997-2000).

DISCUSIÓN

Diagnosic biológica

En cuanto a los parámetros de densidad y cobertura, la situación actual de la pradera (2000) puede considerarse globalmente buena, con valores que se acercan o superan a los máximos históricos registrados (1987 a 5 y 6.5 m y 1990 a 8.7 m). De esta afirmación hace falta matizar que durante el último año se detectó una débil regresión de los datos de densidad en todas las estaciones salvo en una. En cambio, y por primera vez en los últimos diez años se detecta una cierta recuperación de la cobertura en la parte más profunda, la más frágil porque, por una parte, en 1990 se abrió en ella un amplio calvero, y porque por otra, su densidad de haces y su cobertura vegetal han disminuido netamente en relación a los máximos históricos (1984-1987). Si esta evolución negativa de la parte profunda se produjo fundamentalmente entre 1987 y 1990-1991, en la actualidad estabilizada porque la ganancia en cobertura se compensa por la pequeña pérdida en densidad.

La tendencia común parece haber sido una pérdida de densidad en la época 1990-1993, y una disminución de la cobertura sobretodo en 1994; los valores de ambos parámetros se recuperaron en el período 1993-2000, si bien con notables fluctuaciones. Las dos estaciones más someras mostraron máximos en densidad y cobertura en 1987, si bien tales valores ya se volvieron a alcanzar en 1999. La estación profunda (13 m) sufrió una pérdida de individuos y de cubierta vegetal muy fuerte en algún momento entre 1987 y 1990, pérdida que siguió, más lenta, hasta 1993 y que entre 1994 y la actualidad se ha

recuperado sólo parcialmente. La estación de 8.7 m presentó valores máximos en 1990 (densidad) y 1991 (cobertura) para luego pasar una crisis en 1990-1993 y recuperarse posteriormente.

Las poblaciones de equinodermos que se encuentran en la pradera presentan, si bien con fuertes oscilaciones en abundancia, un mismo patrón de distribución en todos los años estudiados, siendo la población de *P. lividus* dominante en las estaciones someras y la de *H. tubulosa*, en las profundas. Desde los máximos de 1994, la densidad de *P. lividus* parece seguir una pauta decreciente, en congruencia con la evolución observada en las poblaciones de fondos rocosos (véase el capítulo correspondiente).

En resumidas cuentas, podemos afirmar que el estado de la pradera de *P. oceanica* de las islas Medas es globalmente satisfactorio. Las zonas más someras se han hallado este año densas y bien constituidas, y sólo la zona profunda puede considerarse deteriorada. Este deterioro, muy serio a principio de los 90, está sólo parcialmente recuperado, y no se observan indicadores de recuperación total a corto plazo. No se identifican, al menos de manera obvia, factores que puedan comprometer la existencia de la pradera de *P. oceanica* en las islas Medas. Sólo quedan dudas respecto a la calidad del agua, y en particular al enturbiamiento inducido por el agua del río Ter (y eventualmente por otros factores más locales). Esto podría ser la causa de algunas de las fluctuaciones interanuales observadas, así como de la pérdida de calidad (y de extensión en años anteriores) observada en las cercanías del límite profundo de la pradera. Se espera que el análisis de la serie temporal obtenida, en relación a factores ambientales clave, permita, en el futuro, una mayor concreción de estos aspectos.

CONCLUSIONES

1º) La calidad biológica de la pradera de las islas Medas puede calificarse, globalmente de satisfactoria.

2º) Los valores de densidad y cobertura hallados en 2000 continúan siendo elevados para las dos estaciones más someras, aunque muestran una cierta regresión en casi todas las profundidades.

3º) La zona profunda es la que presenta, históricamente, una mayor pérdida de calidad, y esto es así tanto en las cercanías del transecto como en otras zonas. En la actualidad, no obstante, la situación se mantiene estable.

RECOMENDACIONES

Dentro del alcance de los datos disponibles, la situación de la pradera y de su macrofauna asociada parece, un año más, estabilizada. No parecen necesarias pues nuevas medidas de gestión, sino el mantenimiento de las existentes.

Las campañas de limpieza de este año han sido sumamente respetuosas con todos los dispo-

sitivos de seguimiento existentes. Esperamos y deseamos que esta actitud se repita en el futuro.

Desde el punto de vista del seguimiento de la pradera en años venideros, tan sólo se recomienda el promover el balizamiento del límite inferior para un seguimiento más extensivo del sistema.

Por último, algunas sugerencias apuntadas en informes de años anteriores siguen siendo válidas en el presente ejercicio.

SEGUIMENT TEMPORAL DE LA GAROTA COMUNA

Paracentrotus lividus EN LES ILLES MEDES. EXERCICI 1995

Bernat HEREU & Mikel ZABALA

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona
Diagonal 645, 08028 Barcelona

INTRODUCCIÓ

La pesca té un important paper en l'estructuració tròfica dels ecosistemes marins litorals (Dayton et al., 1995; Botsford et al., 1997). La protecció de la pesca de zones de AMP i, per tant, l'augment de la depredació per part dels peixos, provoca uns efectes indirectes que es transmeten a través de la xarxa tròfica. Un dels models més estudiats que expliquen aquestes interaccions es el que formen les interaccions entre peixos garotes i algues. L'augment de la pressió de la depredació per part dels peixos pot fer disminuir les poblacions de garotes (McClanahan & Muthiga, 1989; McClanahan & Shafir, 1990; McClanahan & Sala, 1997) que, com a herbívors, tenen un important paper en l'estructuració i la composició de les comunitats algals (Lawrence, 1975; Schiel & Foster, 1986).

En els mars temperats les garotes són considerades com els herbívors més importants, i en el Mediterrani occidental *Paracentrotus lividus* (Figura 1) l'espècie de garota més abundant (Harmelin et al. 1980, 1981) és la que més importància té com a herbívor dins la comunitat d'algues fotòfiles (Verlaque, 1987). El fet que la seva densitat i distribució estigui afectada pels seus depredadors (Sala, 1996; Sala & Zabala, 1996) i alhora influeixi significativament sobre les comunitats algals fa que estigui considerada una espècie clau (Paine, 1966), indicadora de l'estat i dels canvis que es puguin produir en la comunitat d'algues fotòfiles.

Tenim la impressió que la densitat actual de garota *P.lividus* sobre el litoral mediterrani és un fet recent, mediat per la pressió de l'home sobre els seus depredadors (peixos, crustacis...) i que te unes conseqüències molt nocives per les poblacions algals: la major part dels fons mediterranis actuals mostren símptomes de sobrepastura amb comunitats empobrides per l'excessiva pressió

herbívora de les garotes (Kempf, 1962; Vukovic, 1982; Verlaque & Nedelec, 1983; Verlaque, 1987; Sala, 1996). Una qüestió interessant a resoldre es valorar fins a quin punt una elevada densitat de peixos és capaç de controlar demogràficament les poblacions de garotes (Tegner & Dayton, 1981; McClanahan & Muthiga, 1989; McClanahan & Shafir, 1990; Sala & Zabala, 1996).

Per segon any consecutiu es presenten també els resultats dels censos d' *A. lixula* dins els mateix programa de seguiment del patrimoni natural de la AMP de les Illes Medes. *Arbacia lixula* creiem que també es pot considerar bona descriptora de l'estat i els canvis en la comunitat algal infralitoral. Aquesta espècie es freqüent en la mateixa franja batimètrica que *P. lividus*, encara que s'han descrit microhàbitats diferenciats per ambdues espècies: així com *P. lividus* ocupa els fons dominats per algues erectes, *A. lixula* queda relegada a zones més esciòfiles amb dominància d'algues calcàries incrustants. Es per aquest fet que s'ha descrit aquesta distribució com una forma de partició dels recursos (Frantzis et al., 1988; Kempf, 1962)



Figura 1. La garota comuna (*Paracentrotus lividus*)



Figura 2. Realització d'un transecte.

A més de la possible competència amb *P. lividus* (ja sigui pels recursos tròfics o per els refugis que les protegeixen contra els seus depredadors), *A. lixula* té l'interès afegit que es considera una espècie termòfila (Francour et al., 1994), i pot donar molt bona informació sobre possibles canvis a més gran escala.

Els objectius d'aquest apartat del seguiment temporal de la AMP es comparan l'evolució de la densitat i de l'estructura demogràfica de les poblacions de les garotes dins i fora de la AMP en situacions que, excepte en la densitat de peixos, són molt similars.

METODOLOGIA

Les variables triades són: 1) la densitat (nombre d'individus per metre quadrat: Ind/m²) i 2) l'estructura de les mides de la població quan es considera el diàmetre de la closca sense espines en cm. com a descriptor.

La metodologia utilitzada es la de censos visuals sobre transectes fets amb escafandre autònom (Figura 2). Els transectes cobreixen una superfície de 50 m², i estan delimitats per una cinta mètrica de 50 metres de llargada i per una barra de PVC de 1 metre de llargada amb la que es ressegueix el recorregut de la cinta mètrica. Per

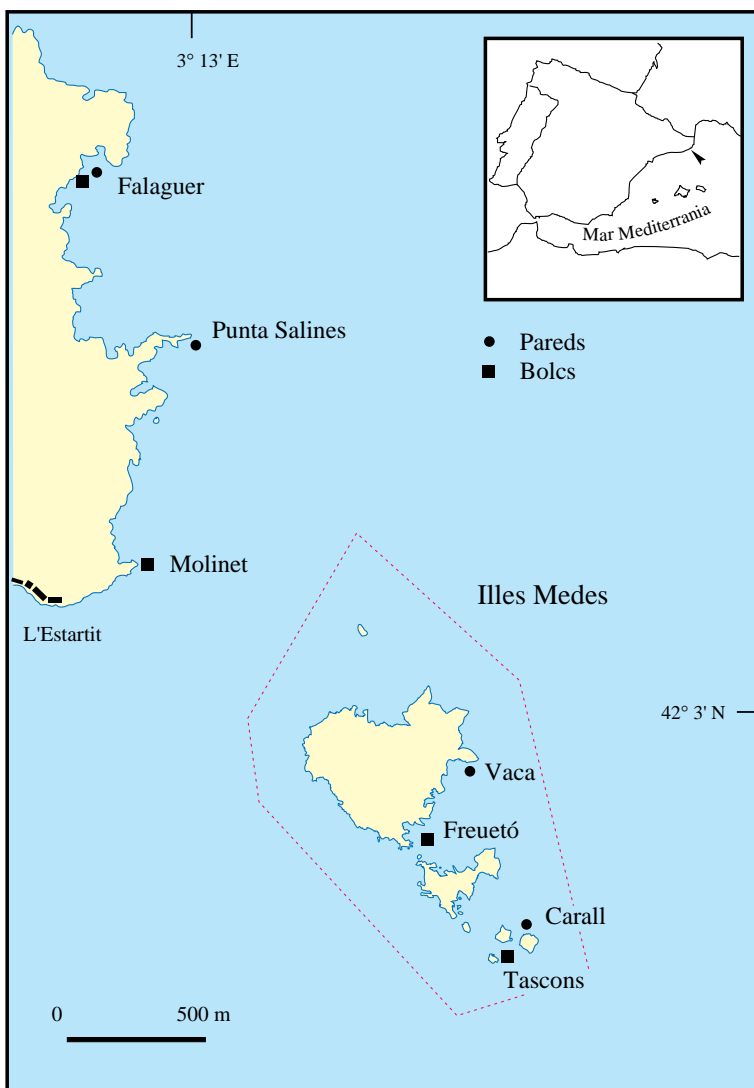


Figura 3. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2000. Localització dels transectes.

Taula 1. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 2000. Situacions experimentals dins i fora la AMP.

	Blocs	Paret
AMP		
C. Bernat		X
Tascons	X	
Vaca		X
Freuetó	X	
AMP (Costa)		
Molinet	X	
Punta Salines		X
NO AMP		
Falaguer	X	X

a calcular l'estructura de talles es mesura el diàmetre de la closca sense espines mitjançant un peu de rei amb precisió de ± 1 mm. En cada transecte es mesura un mínim de 100 individus, passant a continuació a contar totes les garotes trobades -sense mesurar-les- per a calcular la densitat. En el cas de *Arbacia lixula* s'han mesurat tots els individus degut a la baixa densitat de les poblacions d'aquesta espècie.

Les situacions experimentals han estat definides com a diferents combinacions del tipus de fons (blocs i paret) i el grau de protecció (AMP o

no AMP), tal i com es mostren en la Taula 1. De cadascuna de les situacions s'han fet 3 transectes, donant un total de 24. Aquests, han estat cada any els mateixos i s'hi troben representades totes les situacions experimentals. Les localitzacions de les estacions de mostreig no han variat respecte l'any passat i es mostren en la Figura 3.

La profunditat dels transectes té una mitjana de 6m, i varia entre 5-7m. .

Per tal de veure la significació estadística de les diferències observades, s'ha realitzat anàlisi de la variància (ANOVA) de les dades resultants dels paràmetres "densitat" i "diàmetre mitjà" de les poblacions.

RESULTATS

Paracentrotus lividus

Estat de les poblacions en 2000

Els resultats obtinguts en 2000 en el seguiment de *P. lividus* es resumeixen en la Taula 2 i en la Figura 4. La Taula 2 mostra el valor promig i la desviació mitjana de les densitats i les talles de *P. lividus* per a cada estació i per a cada situació combinant la topografia i el grau de protecció. En la Figura 4 es representa en forma

Taula 2. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 2000. Densitats (Ind/m^2) i diàmetres mitjans (cm) i desviacions típiques de la garota comuna (*Paracentrotus lividus*) en els punts de mostreig de les Illes Medes i la costa del Montgrí durant l'any 1998 i en les diferents situacions combinant efecte de la protecció i el tipus de fons.

	DENSITAT		DIÀMETRE	
	Xn	STD	Xn	STD
AMP				
C. Bernat	0,34	0,77	2,55	1,70
Tascons	8,00	5,12	3,44	1,85
Vaca	4,05	3,47	3,09	1,76
Freuetó	1,61	0,86	3,86	2,10
COSTA AMP				
Punta Salines	3,12	3,670578	2,84	1,66
Molinet	13,37	11,87	2,06	1,21
NO AMP				
Falaguer paret	3,19	1,87	3,16	1,53
Falaguer blocs	11,13	4,17	3,27	1,48
AMP blocs	4,80	4,85	3,56	1,93
No AMP blocs	12,25	8,81	2,56	1,46
AMP parets	2,19	3,11	3,04	1,76
No AMP Parets	3,16	2,86	3,03	1,59

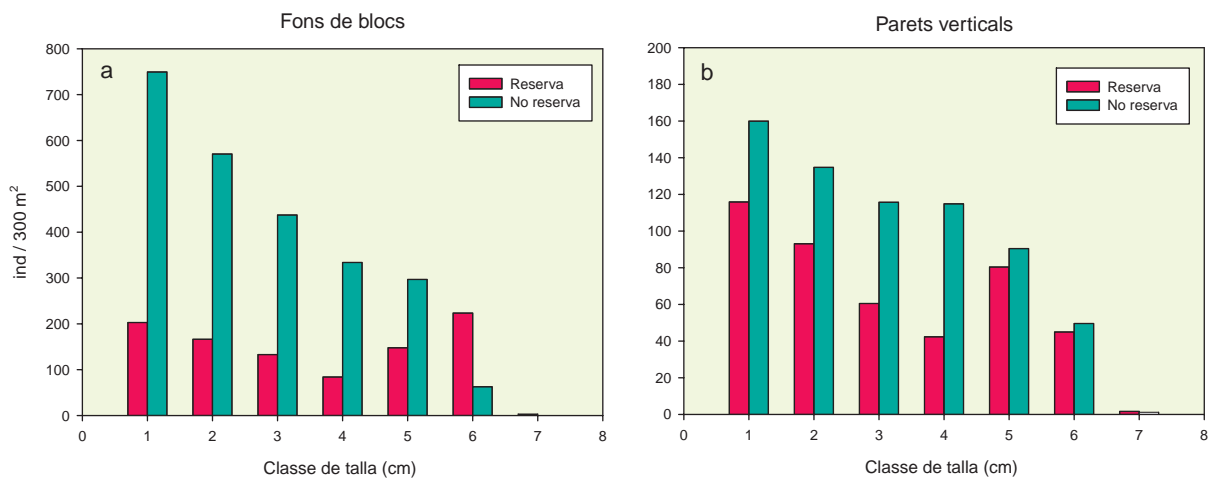


Figura 4. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 2000. Estructura de talles per a cada tipus de fons; a) Medes; b) Costa del Montgri.

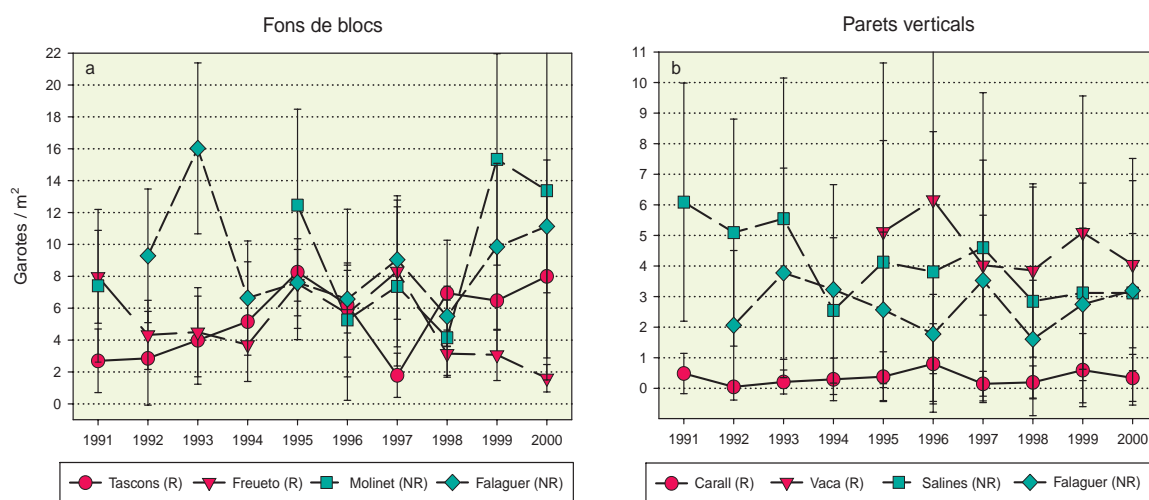


Figura 5. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2000. Evolució de les densitats (Ind/m^2) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes vermells: Medes; Signes verds: costa del Montgri.

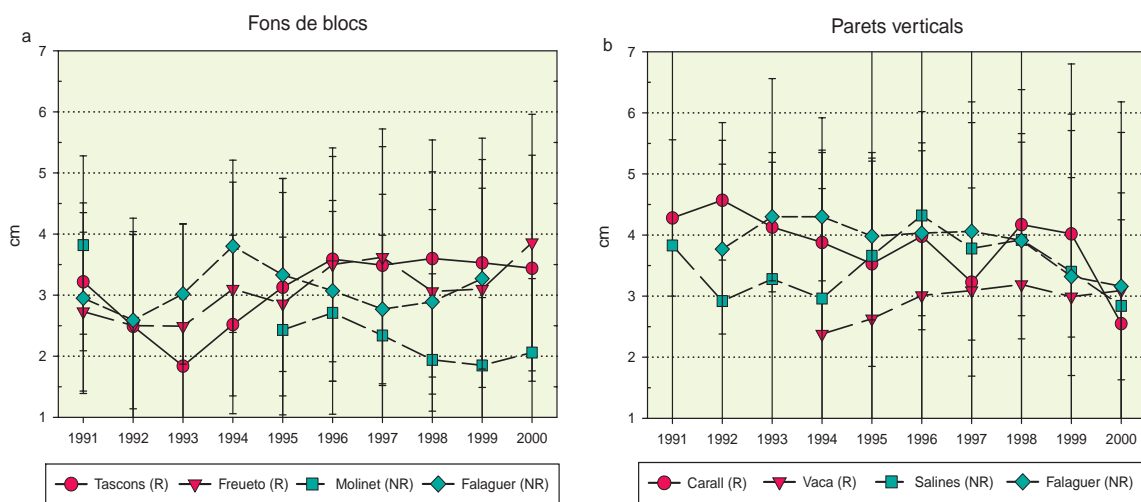


Figura 6. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2000. Evolució de les talles mitges (cm. diàmetre) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes vermells: Medes; Signes verds: costa del Montgri.

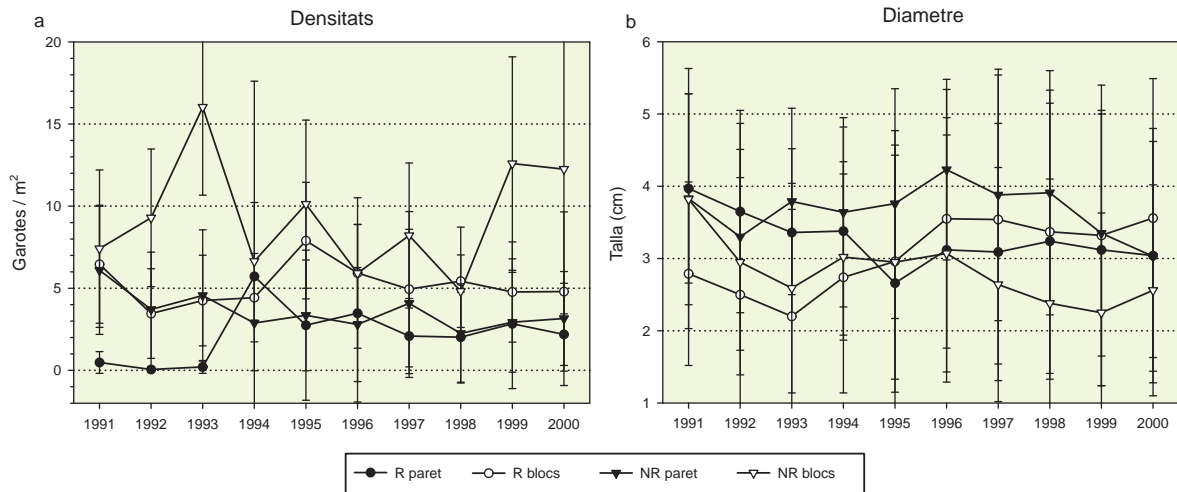


Figura 7. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2000. Evolució de les densitats i talles mitges (cm. diàmetre) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades. Signes plens: Medes; Signes buits: costa del Montgri.

d'histogrames les densitats de cada classe de talla dins i fora de l'àrea protegida de les Illes Medes per cada tipus de fons. En aquesta gràfica es pot apreciar, a més de la diferència en les densitats de dins i fora la AMP, sobretot en els fons de blocs, la diferent estructura de talles. Dins la AMP l'estructura de talles és bimodal, on els dos pics corresponen a les classes de talla petites dels reclutes i a les classes de talla grans acumulades, mentre que fora la AMP l'estructura de talles presenta una domini de les classes de talla petites.

Les diferències per efecte de la topografia es mostren pel que fa a les densitats ($F(10,27) = 36,44$; $p < 0,001$) encara que no sembla que hi hagi diferències entre talles ($F(0,04) = 2,91$; $p = 0,216$).

L'anàlisi comparatiu de les diferents estacions de dins i fora l'AMP mostren que les tendències que es varen trobar l'any passat es mantenen, ja que trobem un cop més que les densitats en els fons de blocs de fora la AMP són significativament superiors als de dins la zona protegida, però no passa així amb les parets verticals ($F(8,32) = 50,60$; $p < 0,01$ i $F(0,13) = 8,92$; $p = 0,21$ respectivament). Aquestes diferències són degudes a l'aparició, especialment fora de l'AMP, de gran nombre de garotes de talles petites (1-2 cm) fruit de forts episodis de reclutament en les zones d'estudi. Aquest aport de reclutes es fa palès en l'anàlisi comparatiu de les talles, ja que les talles de les zones de blocs de fora la AMP són significativament inferiors a les de dins la AMP ($F(5,11) = 2,75$; $p < 0,01$), Taula 2)

Evolució de les poblacions al llarg dels anys de seguiment.

Les Figures 5 i 6 mostren l'evolució de les densitats i les talles mitges de *P. lividus* de cada estació durant els anys de seguiment, i la Figura 7 mostra l'evolució de les densitats i talles de cada situació experimental. La Figura 8 mostra en forma d'histogrames la freqüència relativa de les diferents talles de cada estació durant tots els anys de seguiment.

En l'anàlisi de l'evolució temporal de les densitats de les diferents situacions experimentals veiem que les diferències que es varen observar els primers anys del seguiment en les densitats entre la zona de AMP i fora de la AMP a partir de 1994 tenen una tendència disminuir. Però a l'any 1999 es va poder observar un episodi de fort reclutament i les diferències entre la zona protegida i no protegida varen tornar a ser importants en els fons de blocs. Aquesta diferència, que l'any passat semblava que va ser puntual degut a un episodi excepcional de reclutament, aquest any es manté.

Arbacia lixula

Estat de les poblacions en 2000

La Taula 3 mostra els valors de les densitats i els diàmetres mitjos trobats als transectes realitzats el 2000 en cada estació i en cada situació experimental. En la Figura 9 es representa en forma d'histogrames les densitats de cada tipus de fons (blocs i paret a dins i fora de l'AMP).

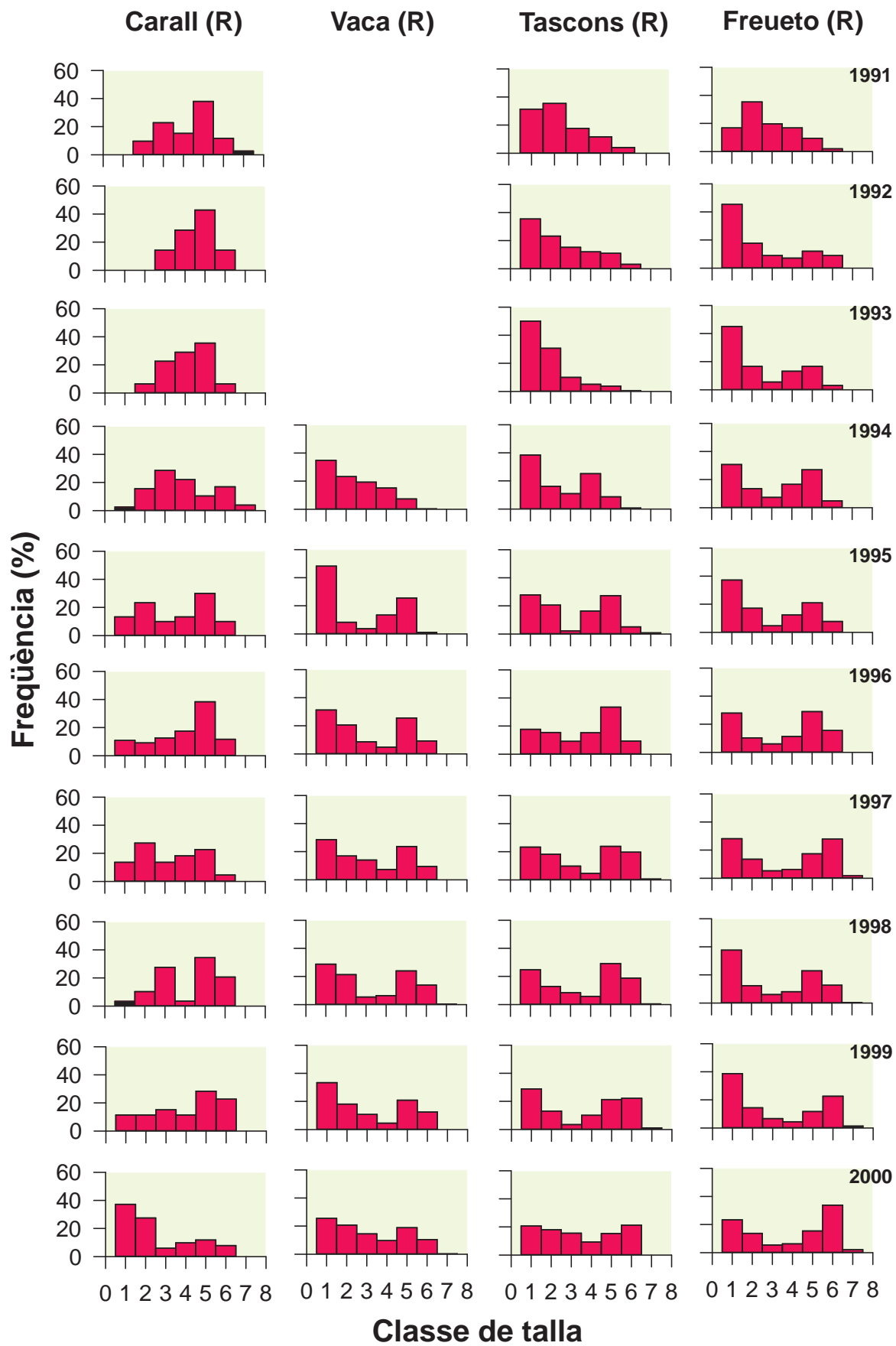


Figura 8. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2000. Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

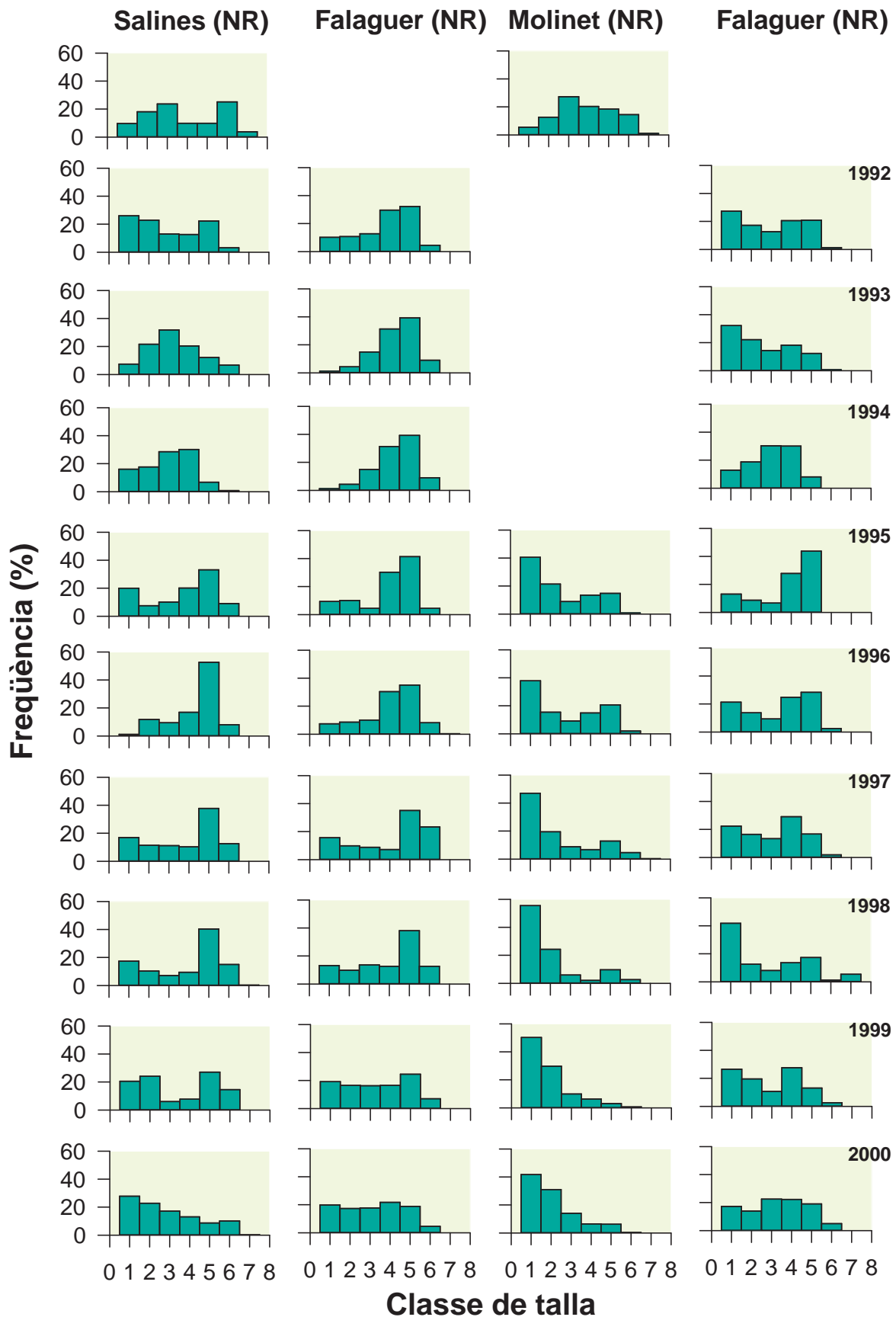


Figura 8 (Cont.). Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2000. Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

Taula 3. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 2000. Densitats (Ind/m^2) i diàmetres mitjans (cm) i desviacions típiques de la garota negra (*Arbacia lixula*) en els punts de mostreig de les Illes Medes i la costa del Montgrí durant l'any 1998.

	DENSITAT		DIÀMETRE	
	Xn	STD	Xn	STD
AMP				
C. Bernat	0,01	0,05	4,50	0,71
Tascons	0,03	0,09	1,80	1,10
Vaca	0,06	0,12	4,11	0,60
Freuetó	0,28	0,20	3,86	0,93
COSTA AMP				
Punta Salines	0,07	0,12	4,18	0,60
Molinet	0,17	0,14	3,20	1,32
NO AMP				
Falaguer paret	0,15	0,43	4,32	0,65
Falaguer blocs	0,36	0,45	4,32	0,68
AMP blocs	0,16	0,20	3,64	1,13
No AMP blocs	0,26	0,34	4,18	0,60
AMP parets	0,03	0,09	3,95	1,08
No AMP Parets	0,11	0,31	4,27	0,63

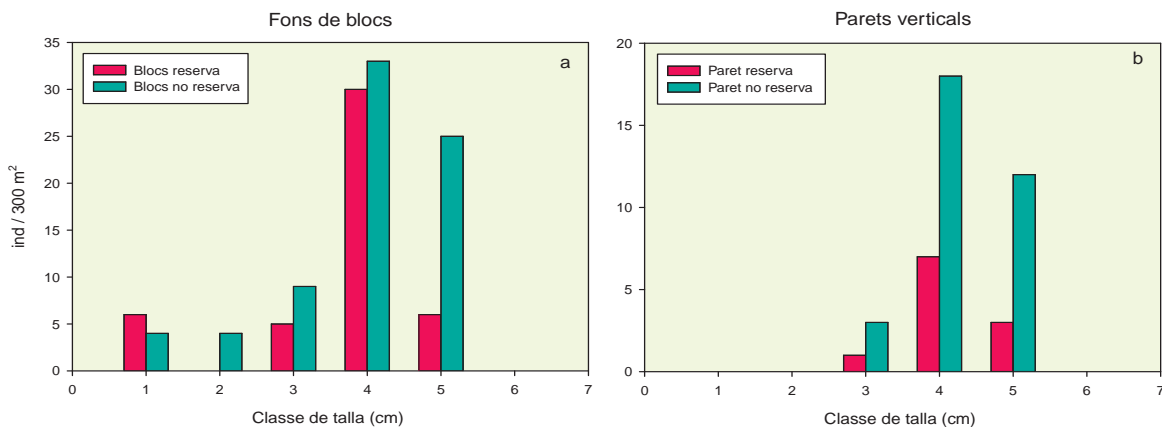


Figura 9. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 2000. Estructura de talles per cada tipus de fons; a) Medes; b) Costa del Montgrí.

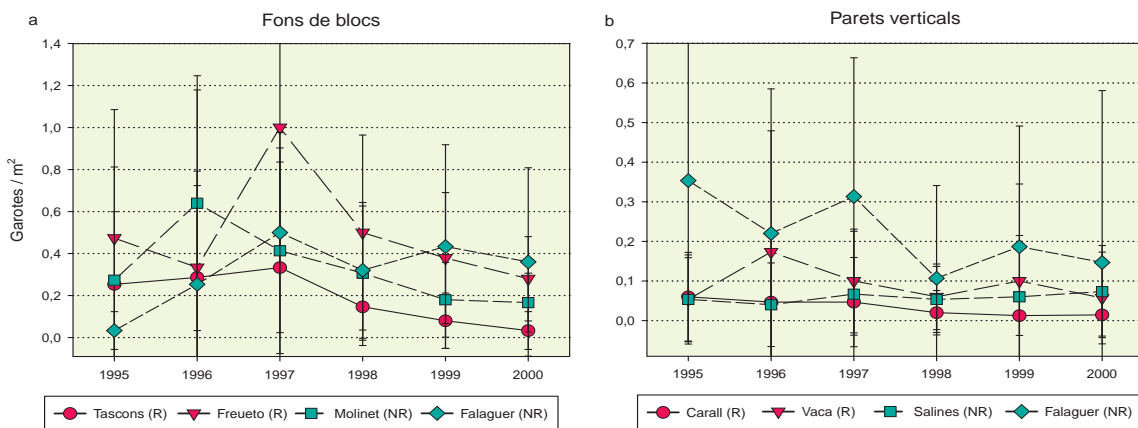


Figura 10. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 1995-2000. Evolució de les densitats (Ind/m^2) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes vermells: Medes; Signes verds: costa del Montgrí.

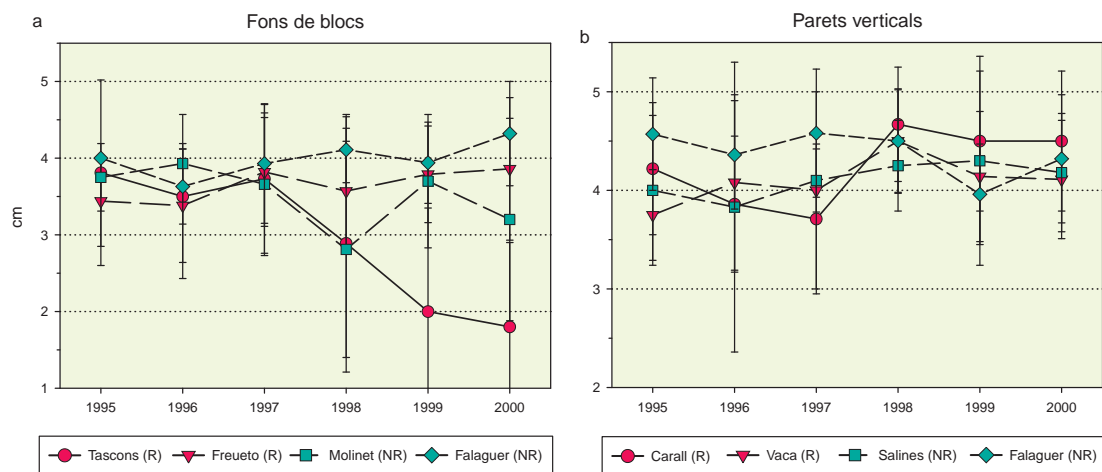


Figura 11. *Garota negra* (*Arbacia lixula*). Seguiment 1995-2000. Evolució de les talles mitges (cm. diàmetre) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes vermells: Medes; Signes verds: costa del Montgrí.

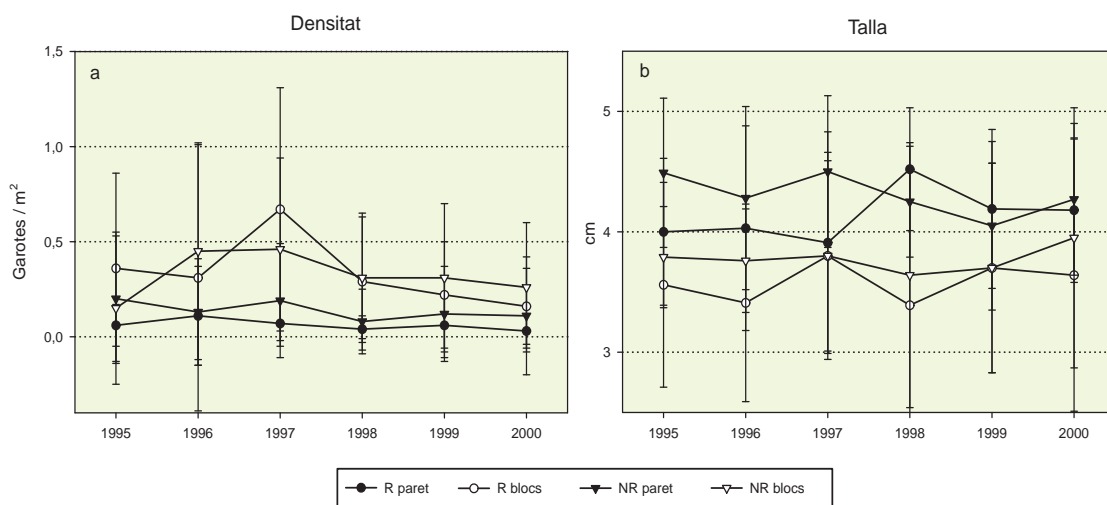


Figura 12. *Garota negra* (*Arbacia lixula*). Seguiment 1991-2000. Evolució de les densitats i talles mitges (cm. diàmetre) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades.

Les diferències de densitat i talles entre els fons de blocs i les parets verticals de *A. lixula* semblen seguir el mateix patró de *P. lividus*: així com en els fons de blocs les densitats són més elevades ($F(0,58) = 8,57$; $p < 0,01$), les talles mitges són més petites ($F(0,57) = 5,77$; $p < 0,017$).

L'estudi comparat entre les poblacions de la costa del Montgrí i les Illes Medes mostren un any més que les densitats i talles de *A. lixula* mostren molt poca variació respecte a les diferents situacions experimentals testades. L'anàlisi estadístic de densitats i talles tant de les poblacions dels fons de blocs ($F(0,015) = 1,924$; $p < 0,17$) i ($F(0,27) = 2,27$; $p < 0,133$) com les de les parets verticals ($F(0,274) = 2,272$; $p < 0,137$) i ($F(0,06) = 0,176$; $p < 0,67$) no mostren diferències estadísticament significatives.

Evolució de les poblacions al llarg dels anys de seguiment.

Les Figures 10 i 11 mostren respectivament l'evolució de les densitats i de les talles mitges de *A. lixula* a cada estació durant els anys de seguiment, i la Figura 12 les diferents situacions experimentals tractades. La Figura 13 mostra en forma d'histogrames l'evolució de la freqüència relativa de les diferents talles a cada estació, durant tots els anys de seguiment.

Tot i algunes variacions, sobretot en els primers anys de la sèrie, tant les densitats com les talles de *A. lixula* mostren una forta estabilitat, i sembla que el reclutament és escàs. Només aquest any s'ha detectat una disminució de la classe de talles a l'estació dels tascons, però no correspon a

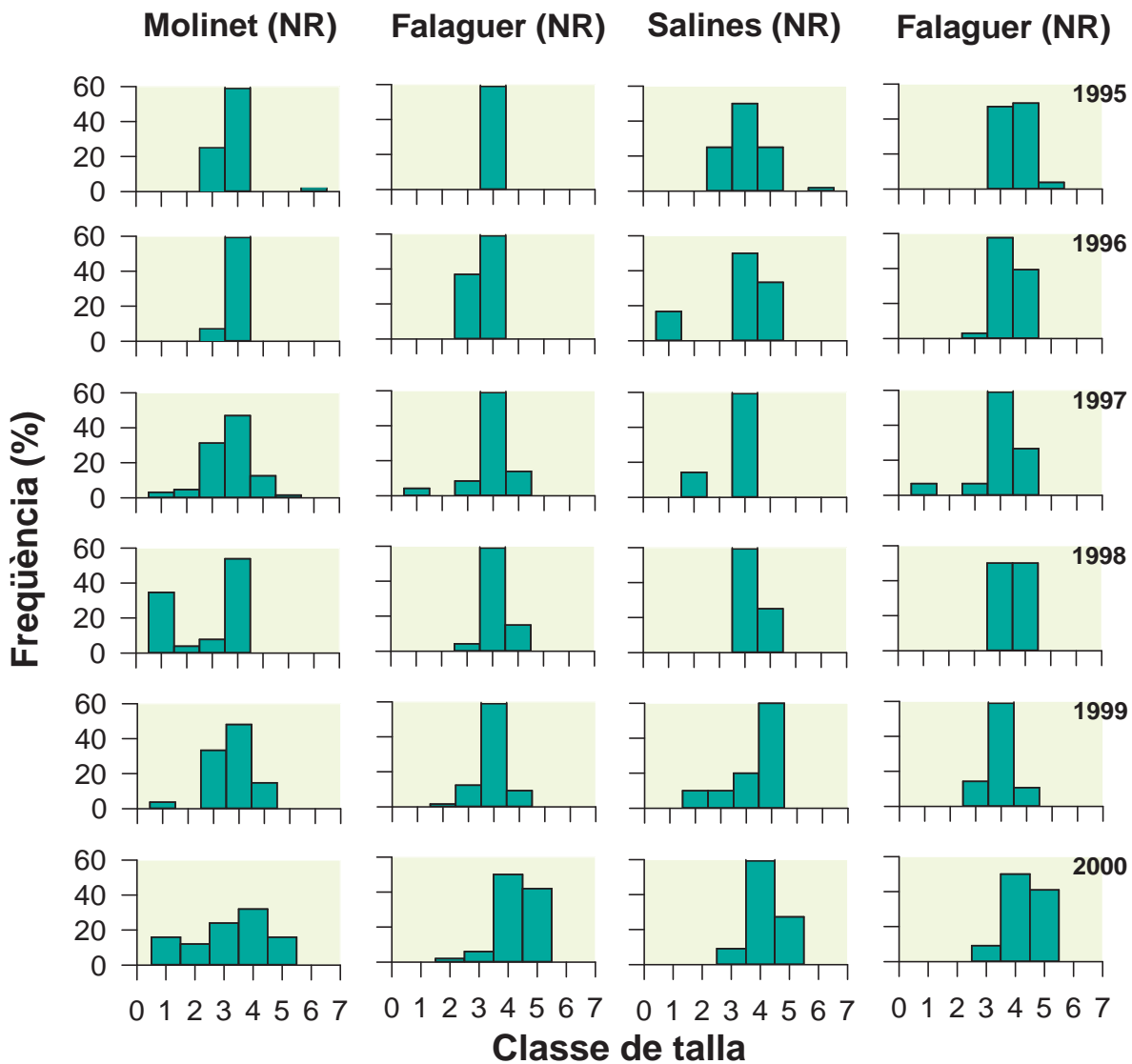


Figura 13. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 1995-2000). Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

una entrada important de reclutes (les baixes densitats s'han mantingut constants).

DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS

Els models existents sobre les relacions entre peixos, garotes i algues (Mc Clanahan & Muthiga, 1989; Mc Clanahan & Shafir, 1990; Mc Clanahan & Sala, 1997) prediuen que mitjançant els efectes en cascada, les conseqüències de la pesca o de la protecció de una AMP es poden transmetre a través dels nivells tròfics inferiors fins a les comunitats algals. Segons els models, caldria esperar que a les Illes Medes, una AMP on la pesca és prohibida i la densitat de peixos és molt elevada les densitats de garotes siguin molt baixes degut a la pressió de depredació dels peixos.

Aquest efecte de la depredació provocaria també que la talla mitjana de les poblacions de garotes de fora la AMP (on el principal depredador és l'home que selecciona les de talles més grans) sigui més petita que dins la AMP (on els depredadors són els peixos), ja que la depredació per peixos està focalitzada sobretot en les mides inferiors. La discussió següent es centra en analitzar el grau d'acompliment d'aquestes prediccions a la llum dels nostres resultats.

Paracentrotus lividus

Anàlisi dels resultats de l'any 2000

Els resultats d'enguany semblen recolzar les prediccions de les hipòtesis derivades dels models: les densitats són menors i la talla mitja-

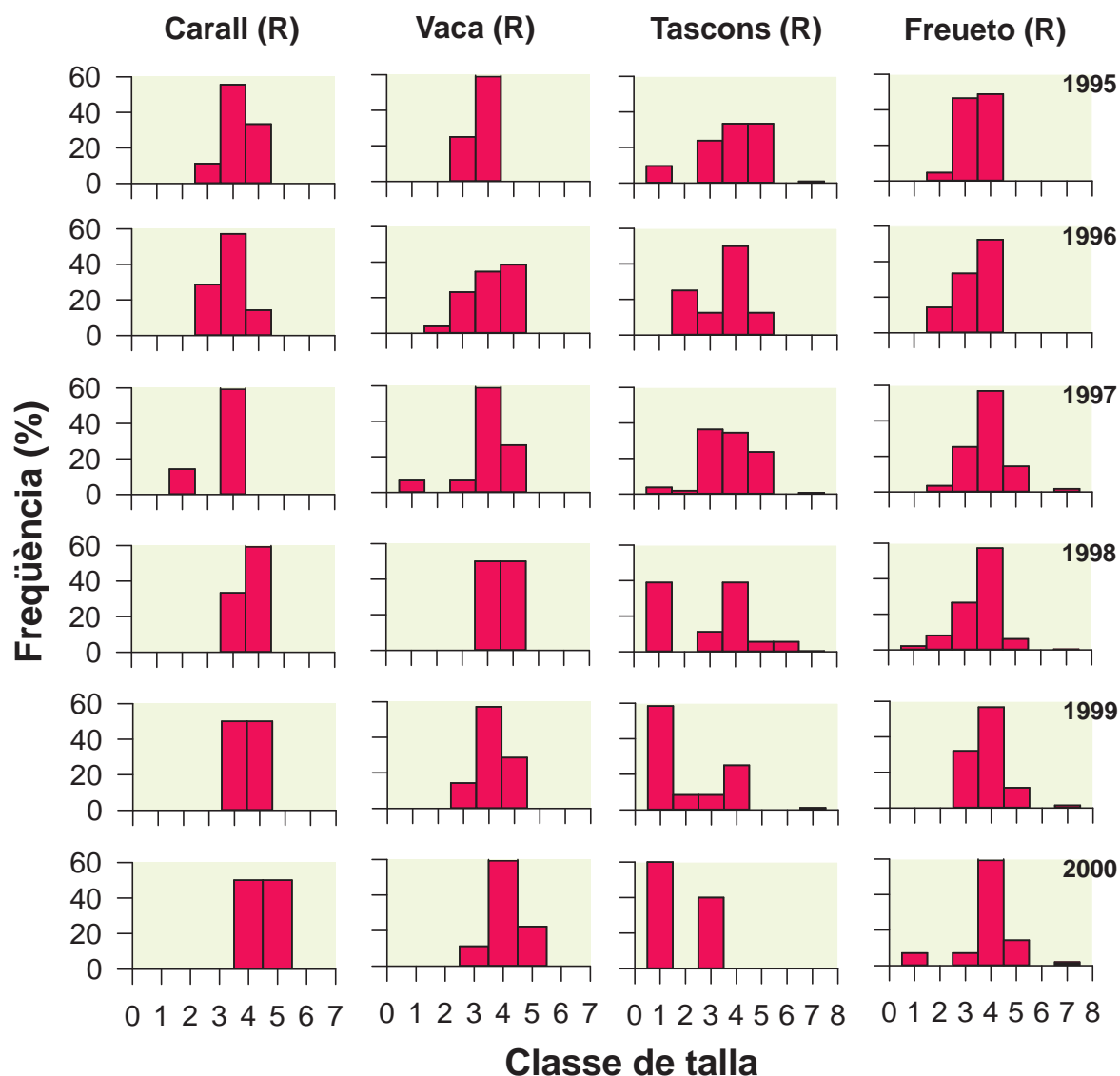


Figura 13 (Cont.). Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 1995-2000). Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

na és més gran dins que fora de la AMP. Si anàlitzem l'estructura de talles de les dues poblacions, veiem que aquestes diferències en la densitat i en la talla mitjana són degudes principalment a les abundàncies de les classes de talla petita. Dins la AMP trobem una distribució bimodal on un pic correspon als reclutes (fins a 2 cm), i un altre pic correspon a les classes de talla més grans (més de 3 cm), en les que es van acumulant de diferents edats degut a un retard gradual del ritme de creixement d'aquesta espècie amb l'edat. Pel contrari, fora de la AMP la distribució de talles s'adapta a una funció exponencial decreixent, ja que les classes de talla petites dominen de tal forma l'estructura de la població que no s'observa cap segon pic de les classes de talla gran. Així, és possiblement el gran nombre de reclutes el que fa augmentar la densitat i alhora disminuir

la talla mitjana de les poblacions de fora de la AMP respecte a les de la AMP.

Un altre patró que es mostra molt constant tant a dins com a fora de la AMP és la diferència d'estructura de les poblacions de garotes en funció de la topografia del fons, i en concret les diferències en la densitat i talles mitjanes entre els fons de blocs i les parets verticals. En els fons de blocs, les densitats són majors i les talles menors que en els fons de paret. Tanmateix, tot i aquestes diferències degudes a la topografia, les diferències entre les poblacions de dintre i fora de la AMP anteriorment comentades es mantenen en cada tipus de fons.

Anàlisi de la sèrie de deu anys (1991-2000)

L'únic factor que sembla establir una pauta persistent en el comportament temporal de les

garotes és la topografia. La diferència entre els fons de blocs (densitat elevada, talla mitjana petita) i les parets verticals (densitat menor, talla mitjana més gran) no ha variat cap any, mostrant així una forta estabilitat.

En contrast, i discrepant també de la congruència dels resultats de l'últim any amb les prediccions teòriques, la imatge que ens proporciona tota la sèrie temporal, que amb aquest suma 10 anys, sobre el paper jugat per les mesures de protecció (contrast AMP- no AMP) és molt més confusa, principalment per la seva forta variabilitat. Així, durant els primers anys de control (1991-93) es varen constatar, tant en els fons de blocs com a les parets verticals, unes diferències en les poblacions de garotes de dins i de fora de la AMP congruents amb les hipòtesis resultants dels models. Aquestes diferències varen disminuir fins a fer-se imperceptibles, o fins i tot a invertir el seu signe, durant la sèrie d'anys del 1994 al 1998 (val a dir que una de les raons d'aquesta disminució a les parets verticals va ser la incorporació en 1994 d'una nova estació dins la AMP - la Vaca - ocupada per una població especialment densa). De nou a partir de 1999, any en que es detecta un període de fort reclutament fora de la AMP, aquestes diferències es tornen a fer importants, retornant a la pauta dels primers anys del seguiment, quan les densitats eren menors i les talles més grans a dins la AMP (sobretot en els fons de blocs).

Quina pot ser l'explicació d'aquesta variabilitat en la densitat i estructura de talles de les poblacions de garotes? Descartada l'existència de grans desplaçaments migratoris (encara que preliminar, el resultat d'alguns experiments paral·lels ens indueix a pensar que els desplaçaments són poc importants), sembla que són les variacions en el reclutament les que tenen un pes molt important en la variabilitat: tots els canvis que s'han produït en les poblacions de garotes al llarg dels anys han estat continuació de fortes entrades de reclutes. En la mesura en que una sèrie de deu anys permeti afirmar-ho, sembla que la probabilitat de rebre episodis de fort assentament de reclutes és igual dins i fora de la AMP. Tanmateix observem diferències en l'efecte produït: fora de la AMP, els canvis provocats per arribades de reclutes són molt marcats; en canvi, dins la AMP aquests pics deguts al reclutament resulten més modulats. Sembla que dins la AMP el pic de talles petites que seguiria a un any de bon reclutament es veu regulat per la pressió de depredació dels peixos; mentre que, gràcies a

haver assolit l'anomenada talla refugi (xifrada en un diàmetre d'uns 3cm; Sala & Zabala, 96), la depredació és molt menor sobre les classes de talla grans que es van acumulant i contribuint al patró bimodal característic. De confirmar-se, aquesta diferència semblaria suggerir que, si bé la més gran biomassa de peixos de la AMP no pot contrarestar totalment els efectes desestabilitzadors de les arribades massives de larves, si produeix un cert efecte regulador en suavitzar les oscil·lacions que se'n deriven.

Arbacia lixula

L'anàlisi del comportament temporal de les poblacions de la garota negra *A. lixula* es presenta molt més resumit, en la mesura que mostra moltes similituds amb els patrons exhibits per *P. lividus*. Així, en els fons de blocs les densitats són més elevades i les talles menors que en les parets verticals.

Tanmateix també veiem diferències importants. Per una part, les densitats són molt més baixes (d'un ordre de magnitud inferior), fet que provoca que petites variacions tant en densitat com en talles tinguin més pes relatiu. D'altra banda, i malgrat l'observació precedent, les poblacions de *A. lixula* de les Illes Medes han mostrat durant aquests 10 anys molta més regularitat que les de *P. lividus*. Si fins l'any 1997 semblava que havia una tendència a l'augment de les poblacions, a partir de l'any 1998 les densitats tornen als valors inicials i es mantenen. Tot fa pensar que les poblacions de *A. lixula* són molt més estables que les de *P. lividus*, gràcies a unes taxes de reclutament molt més baixes. Amb l'excepció de l'estació de Tascons, on durant els dos últims anys sembla que hi ha una petita entrada de individus joves, (però molt menys important que els reclutament de *P. lividus*), en els darrers anys no hem detectat uns clars patrons de reclutament. Tot fa pensar que aquesta espècie no es recluta cada any i que, quan es produeix, el reclutament és molt menys important que en *P. lividus*. Caldrà esperar a observar si en els propers anys el reclutament segueix sent molt baix o apareixen pics discrets importants, fet que tindria interès per veure l'evolució d'aquestes cohorts.

Validesa del model de Mc Clanahan & Sala

Després de deu anys de seguiment d'unes poblacions de garotes exposades a la que sense dubte és la més elevada biomassa (per densitat i per talla) de peixos depredadors que pugui ima-

ginar-se a la Mediterrània (Garcia-Rubies & Zabala, 1990), sembla demostrat de forma indiscutible que la recuperació de les poblacions de peixos dins les AMP no pot revertir les condicions de elevada densitat de garotes que conduïrien a les situacions de sobrepastura de les poblacions algals, un cop aquestes s'han establert. Com es tracta d'una de les prediccions de més pes del model de Mc Clanahan & Sala (1997) i constitueix una peça clau de les expectatives posades en les AMP com eines de gestió del litoral, una conclusió negativa dels nostres resultats podria amagar una gran rellevància.

Vol això dir que la incongruència entre els nostres resultats i les prediccions ens obliga a rebutjar el model com incorrecte, o existeixen explicacions que permetin salvar la seva validesa?

Si bé es cert que hi ha certa desconexió entre les prediccions del model i els resultats que hem anat obtenint pel que fa a les interaccions entre pressió de pesca, peixos i garotes, podem explicar aquesta desconexió si acceptem que existeixen alguns factors claus per la dinàmica demogràfica de les poblacions de garotes, que no han estat considerats en el model. Per una part, veiem el paper fonamental que juga el *reclutament*. Degut a factors que escapen al nostre control, i que probablement resultaran confosos molt de temps per dependre dels "atzars" de la fase planctònica, el reclutament és molt variable tant en el temps com en l'espai. El resultat és que en un any determinat i un lloc concret pot haver una arribada massiva de reclutes que canviï completament l'estructura de la població d'aquell indret.

Però a més de les diferències en el reclutament veiem que la *disponibilitat de refugis* pot afectar dràsticament l'eficàcia reguladora de la depredació. L'evidència indirecta més clara del que diem la podem trobar en l'efecte de la topografia sobre l'estructura de les poblacions estudiades. L'única explicació plausible a les diferències observades és que en fons de blocs heterogenis, amb molta disponibilitat de refugis on es puguin refugiar dels seus depredadors, la mortalitat de les garotes per depredació sigui molt inferior que a les parets verticals desproveïdes de refugis.

Si ajuntem aquests dos factors (reclutament + refugis) podem observar com, si es dona l'eventualitat d'un període de fort reclutament sobre un fons amb blocs (un cas exemplar seria l'estació dels Tascons), tota l'elevada densitat de peixos de gran talla de la AMP no podrà controlar l'explosió demogràfica de les poblacions de garotes que se'n seguiria.

Hi ha, a més, un efecte d'*escales* que ajudaria a explicar el no acompliment de les prediccions del model a la AMP de les Illes Medes malgrat la seva possible correcció conceptual. Tota la AMP no engloba més que unes poques hectàrees envoltades de molts quilòmetres quadrats de fons rocosos ocupats per denses poblacions de garotes. Atesa la llarga vida planctònica de les larves de garotes (Escoubert, 1977) i la capacitat de dispersió passiva que els corrents costaners fan possible, resulta inevitable considerar la població de les Illes Medes com una part molt petita d'una meta-població que manté un activíssim flux d'intercanvi demogràfic. Des d'aquesta perspectiva, encara que els peixos fossin capaços de deprimir poderosament els efectius de la sub-població reproductora de la AMP, mai arribarien a introduir un efecte regulador sobre el reclutament, que seguiria nodrint-se de les sub-poblacions externes i, per tant, independent de les vicissituds de la primera. En resum, no sembla descabellat afirmar que si mai fos factible testar-ho amb un experiment realitzat a l'escala espacial i temporal adequades, el model demostres no només la seva correcció conceptual sinó també la seva capacitat predictiva (*).

BIBLIOGRAFIA

- Botsford, L., J. Castilla, C. Peterson, 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277: 509-515.
- Dayton, P., F. Trush, M. Agardi, R. Hofman, 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecos.*, 5: 205-232.
- Escoubert, P. 1977. Effets d'une bêche sur des chaînes

(*) El problema és que aquest experiment és ara per ara irrealitzable. D'una banda exigiria que la AMP abastés tota la superfície coberta per la meta-població de garotes, es a dir, una de totalment aïllada de les poblacions veïnes. Aquest aïllament només podria aconseguir-se gràcies a una distància superior a la que poden recórrer les larves durant el període de dispersió planctònica (possiblement entre molts centenars i milers de quilòmetres) o per trobar-se a contracorrent de les fonts de larves. A més, les condicions experimentals haurien de perllongar-se per un període de temps suficient per garantir la recuperació de les poblacions de peixos i el resultat de les interaccions (probablement desenes d'anys). A hores d'ara l'únic emplaçament que s'acostaria a aquests requisits d'aïllament seria alguna petita illa del Mediterrani Central (p.e. els arxipèlags volcànics que volten l'illa de Sicília); però en aquestes illes no s'acompleix la condició de protecció de una AMP o no sobre tota la seva superfície.

- alimentaires courtes: *Dunaliella-Venerupis*; *Dunaliella-Paracentrotus*. *Ann. Inst. Michel Pancha*, 10: 1-8.
- Frantzis, A., J.F. Berthon, F. Maggiore, 1988. Relations trophiques entre les oursins *Arbacia lixula* et *Paracentrotus lividus* (Echinoidea Regularia) et le phytobenthos infralittoral superficiel dans la baie de Port-Cros (Var, France). *Sci Rep Port-Cros Nat Park*, 14, 81-140.
- Francour, P., C.F. Boudouresque, J.G. Harmelin, M.L. Harmelin-Vivien, J.P. Quignard. 1994. Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Mar. Poll. Bull.* 28: 523-526
- Harmelin, J.G., C. Bouchon, J.S. Hong, 1981. Impact de la pollution sur la distribution des échinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée nord-occidentale). *Téthys*, 10, 13-36.
- Harmelin, J.G., C. Bouchon, C. Duval, J.S. Hong, 1980. Les échinodermes des substrats durs de l'île de Port-Cros, Parc National (Méditerranée Nord-Occidentale). Eléments pour un inventaire quantitatif. *Trav Sci Parc Nat Port-Cros*, 25-38.
- Hay, M.E. 1991. Fish-seaweed interaction on coral reef: effect of herbivorous fishes and adaptations of their prey. In Sale P.F. (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reef*. (pp. 96-119). San Diego, California, U.S.A: Academic Press.
- Kempf, M. 1962. Recherches d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* (Lmk.) et *Arbacia lixula* (L.). *Rev Trav Stn Mar Endoume*, 25, 47-116.
- García-Rubies, A., M. Zabala, 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci Mar.*, 54 : 317-328.
- Lawrence, J.M. 1975. On the relationships between marine plants and sea urchins. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev*, 213-286.
- Le Direach, J-P, E. Charbonnel, M. Marchadour, 1987. Le problème de l'évaluation des stocks chez *Paracentrotus lividus* (Lmk): exemple d'une campagne de dénombrement autour de l'archipel du frioul (Marseille, France). Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles, C.F. Boudouresque edit., GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 199-220.
- Lozano, J., J. Galera, S. López, X. Turón, C. Palacín, G. Morera, 1995. Biological cycles and recruitment of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 122: 179-191.
- Lubchenco, J., S.D. Gaines, 1981. A unified approach to marine plant-herbivore interactions. I. Populations and communities. *Annu Rev Ecol Syst*, 12, 405-437.
- McClanahan, T.R., S.H. Shafir 1990. Causes and consequences of sea urchin abundance and diversity in Kenyan coral reef lagoons. *Oecologia*, 83, 362-370.
- McClanahan, T.R., N.A. Muthiga 1989. Patterns of predation on a sea urchin, *Echinometra mathaei* (de Blainville), on Kenyan coral reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 126, 77-94.
- McClanahan, T.R., E. Sala. 1997. A Mediterranean rocky-bottom ecosystem fisheries model. *Ecol. Model.*, 104: 145-164.
- Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *Am Nat*, 100, 65-75.
- Sala, E. 1996. The role of fishes in the organization of a Mediterranean subtidal community. Univ. de la Méditerranée-Aix-en-Provence-Marseille II, France.
- Sala, E., M. Zabala, 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140 71-81.
- Schiel, D.R. & M.S. Foster. 1986. The structure of subtidal algal stands in temperate waters. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 24: 265-307
- Tegner, M.J., P.K. Dayton, 1981. Population structure, recruitment and mortality of two sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus*) in a kelp forest near St. Diego, California. *Mar Ecol Progr Ser*, 5, 255-268.
- Verlaque, M. 1987. Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamarck) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. In: C.F. Boudouresque, ed. Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonie publ., Marseille, France, pp. 5-36
- Verlaque, M., H. Nedelec, 1983. Biologie de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) sur un substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France): alimentation des adultes. *Vie Milieu*, 33, 191-201.
- Vukovic, A. 1982. Florofaunistic changes in the infralittoral zone after *Paracentrotus lividus* (L.) population exploitation. *Acta Adriat*, 23, 237-241.
- Wootton, J.T., 1992 Indirect effects, prey susceptibility, and habitat selection: impacts of birds on limpets and algae. *Ecology*, 73 (3): 981-991.
- Wootton, T.J., 1993. Indirect effects and habitat use in an intertidal community: interaction chains and interaction modifications. *Am. Nat.*, 141: 71-89.

SEGUIMENT TEMPORAL DE LA GORGONIA *Paramuricea clavata* DE LES ILLES MEDES. EXERCICI 2000

Rafel COMA^{1,2} i Emilià POLA²

¹Institut de Ciències del Mar, Passeig Joan de Borbó s/n. 08039 Barcelona

²Departament de Biologia Animal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona
Diagonal 645, 08028 Barcelona

INTRODUCCIÓ

L'objectiu d'aquest apartat del programa de monitorització del patrimoni natural de l'Àrea Marina Protegida (endavant AMP) les Illes Medes és estudiar l'evolució demogràfica de les poblacions de la gorgònia *Paramuricea clavata*. La finalitat última és la recerca de criteris de gestió que permetin reduir la regressió de l'espècie si, com semblen apuntar nombrosos indicis, tal regressió existeix (Weinberg, 1991). L'èmfasi es posa en l'estudi de la mortalitat, i secundàriament del reclutament. En concret hom prova de separar les causes de mortalitat naturals i antròpiques, i d'avaluar les taxes de mortalitat degudes a cadascuna d'elles.

Gràcies als treballs de recerca duts a terme de forma paral·lela a aquest programa de monitorització, ara sabem que la gorgònia *Paramuricea clavata* és una de les espècies més longeves i de creixement més lent de les comunitats bentòniques de substrat rocós mediterrani (Coma et al. 1998a). Aquest treball conjuntament amb el seguiment a llarg termini del creixement de l'espècie (en curs) mostren una taxa anual d'increment de l'alçada de les colònies que és situa en promig per sota de 1 cm. S'estima que un exemplar de 60 cm d'alçada té a les Illes Medes una edat d'uns 50 anys. A d'altres localitats de la Mediterrània han estat observades gorgònies de més de 120 cm d'alçada màxima. Els organismes d'aquestes característiques (espècies k; Pianka, 1970) acostumen exhibir uns valors dels paràmetres demogràfics de reclutament i mortalitat baixos i controlats (Margalef, 1974).

Es per això que la comprovació des de l'any 1991 (vegeu Memòria-1991) de l'existència d'una forta mortalitat de les gorgònies a les zones més visitades de les Illes Medes ens va posar sobre la pista del que podia ser una disfunció poblacional greu. La gravetat d'aquest procés rau en que

pot comprometre seriosament el valor patrimonial de les Illes Medes, atès que es tracta d'una de les espècies que més contribueixen al seu atractiu. L'interès d'aquesta espècie té dues vessants: d'una banda, la seva pròpia bellesa; de l'altra, el seu valor com a suport de persistència i complexitat per a la resta de la comunitat del coral·lígen, una de les comunitats que congrega els valors més preuats dels fons rocosos mediterranis.

MATERIAL I MÈTODES

A les memòries dels anys 1992 i 1993 es descriuen els mètodes utilitzats per aquests controls. Resumint podem dir que s'utilitzen paral·lelament dues metodologies diferents, les parcel·les de 1 m² i els transectes de colònies de més de 10 cm d'alçada. Per a l'estudi de les taxes de mortalitat, els segons han donat millors resultats que les primeres, desplaçant-les totalment en les nostres preferències. Les parcel·les de 1 m², tot i que han resultat ser un mètode més lent e imprecís, per la dificultat de re-localització tant de la parcel·la com a unitat (menor front de contacte), com de les colònies dins la mateixa (risc d'oblit o de doble recompte), resulten indispensables per a avaluar els canvis reals de densitat i el reclutament.

Com la mort es produeix principalment per arrabassament de les colònies, la hipòtesi de partida més versemblant atribueix aquesta mortalitat a l'activitat dels escafandristes. Però aquest extrem ha de ser curosament comprovat, tota volta que existeixen altres causes de mortalitat naturals - com la depredació o la competència d'altres organismes pel substrat- o induïdes per l'home, com la contaminació.

Sent la mortalitat anual un valor forçosament residual, es necessita l'estudi d'una mostra poblacional molt elevada per garantir la significació

Taula 1. Característiques dels transsectes considerats en aquest estudi.

Transsecte	Lloc	AMP
6	Carall Bernat	Si
7	Carall Bernat	Si
8	Pota del Llop	Si
9	Roques del Guix	Si
10	Montgrí	No
11	Montgrí	No
12	Montgrí	No
13	Montgrí	No

estadística de les diferències observades entre diverses situacions experimentals. L'acumulació d'evidències al llarg d'una sèrie llarga d'anys ens ha semblat l'única forma prudent d'establir les relacions de causalitat. Així doncs, per tal de mantenir més o menys constant la mida d'una mostra que aniria reduint-se any a any, enguany tornem a afegir colònies a la població inicial.

Els resultats presentats a continuació constitueixen la recopilació i actualització de tots els controls realitzats sistemàticament des de l'any 1990 fins a la data. Aquests resultats estan basats en el seguiment inicial de diferents parcel·les de 1 m² i, després (1992-2000), del seguiment sistemàtic de 8 transsectes de aproximadament 50 colònies cadascun (Taula 1) que donen lloc a uns 3600 controls de colònies de gorgònies (Taula 2).

RESULTATS

Mortalitat a l'exercici de l'any 2000

El nombre total de colònies controlades durant el any 2000 ha estat de 375 (Taula 2).

Aquestes colònies estan distribuïdes en 8 transsectes independents, quatre dels quals estan dins la AMP (amb 179 colònies), i quatre són fora de la AMP (amb 196 colònies). La Taula 1 descriu les característiques i localització geogràfica d'aquests transsectes.

Entre 1999 i 2000, han causat baixa un total de 24 colònies. Quinze d'elles en els transsectes dins la AMP i 9 en els transsectes de fora de la AMP (Taula 3a). Cinc d'aquestes 24 colònies, 3 dins la AMP i 2 fora, han mort totalment epibiotades (Taula 3b). Les altres 19 han estat arrabassades, 12 dins de la AMP i 7 fora de la AMP (Taula 3c).

Dins la AMP, el nombre de colònies que han causat baixa representen del ordre del 7.6 % de les colònies mostrejades, una part (1.5 %) de les quals han estat trobades totalment recobertes per epibionts (Taula 4). Fora de la AMP, el nombre de colònies que han causat baixa es del ordre del 4.8 % de les colònies mostrejades, una part (1.0 %) de les quals han estat també trobades totalment recobertes per epibionts. Així doncs, el percentatge de colònies arrabassades dins la AMP (6.1%) ha estat superior al percentatge de colònies arrabassades fora de la AMP (3.7%, Taula 4).

Anàlisi de la mortalitat al llarg del període 1991-2000

Enguany la mortalitat global dins de la AMP ha estat lleugerament més alta que a la zona de fora de la AMP. Aquest fet ha estat degut a l'elevada mortalitat observada en un dels transsectes de la AMP (Pota del Llop). Episodis de mortalitats altes com la observada en aquest transsecte han estat trobats periòdicament, tant dins com a fora de la AMP, donant lloc a gran part de la

Taula 2. Nombre de colònies supervivents per any i per transsecte

Transsecte	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
6	50	47	46	42	*50	*53	50	48	45
7	50	45	41	38	*52	*56	52	47	45
8	50	48	44	42	*50	50	52	51	44
9	50	50	48	46	*50	51	52	48	45
10	50	50	47	44	*50	50	50	47	*52
11	50	50	47	43	38	*50	50	47	44
12	50	50	49	48	47	*50	50	45	*50
13	50	50	50	48	44	*53	53	52	50
Total	400	387	372	351	381	413	409	385	375

* Repossició de colònies

Taula 3. Nombre i percentatge de colònies que han causat baixa per any i transsecte. Valor absolut (v.a.), percentatge sobre el total (%). AVG: promig, STD: desviació estàndar

A. Mortalitat total																
transsecte	1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000	
	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%
6	3	6	1	2	4	9	6	14	2	4	6	11	2	4	3	6
7	5	10	4	9	3	7	1	3	1	2	4	7	5	10	2	4
8	3	6	3	6	2	5	3	7	6	12	12	24	1	2	7	14
9	2	4	0	0	2	4	4	9	4	8	6	12	4	8	3	6
10	0	0	3	6	3	6	4	9	2	4	9	18	2	4	2	4
11	0	0	3	6	4	9	5	12	3	8	8	16	3	6	2	4
12	0	0	1	2	1	2	1	2	5	11	7	14	5	10	3	7
13	0	0	0	0	2	4	4	8	1	2	6	11	1	2	2	4
															AVG	6
															STD	0.03

B. Mortalitat natural.																
transsecte	1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000	
	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%
6	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	2
7	0	0	1	2	2	5	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6	3	6	0	0	1	2
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	1	2
10	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	1	2	2	4	0	0
11	0	0	0	0	2	4	1	2	0	0	1	2	0	0	0	0
12	0	0	0	0	1	2	0	0	5	11	0	0	1	2	1	2
13	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
															AVG	1.3
															STD	0.01

C. Arrabassament																
transsecte	1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000	
	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%	v.a	%
6	3	6	1	2	3	7	5	12	2	4	6	11	2	4	2	4
7	5	10	3	7	1	2	1	3	1	2	4	7	3	6	2	4
8	3	6	3	6	2	5	3	7	3	6	9	18	1	2	6	12
9	2	4	0	0	2	4	4	9	4	8	6	12	2	4	2	4
10	0	0	3	6	0	0	4	9	2	4	8	16	0	0	2	4
11	0	0	3	6	2	4	4	9	3	8	7	14	3	6	2	4
12	0	0	1	2	0	0	1	2	0	0	7	14	4	8	2	4
13	0	0	0	0	0	0	4	8	0	0	6	11	1	2	1	2
															AVG	4.9
															STD	0.03

variabilitat observada en el paràmetre mortalitat. La millor forma de valorar les dades del exercici actual es posant-les en el marc de la sèrie 1991-2000. En aquest marc veiem que l'exercici d'aquest any manté les pautes generals observades en el decurs de la sèrie temporal a partir de 1995. Així, en examinar les taxes de mortalitat anuals estimades dins de la AMP entre els anys 1991 i

2000 veiem una pauta constant al llarg del temps caracteritzada per tres aspectes. El primer són els elevats valors absoluts de les taxes de mortalitat (7.3 %). El segon és que la mortalitat per arrabassament (6.2 %) es molt superior a la mort per recobriment (1.1 %). El tercer és l'elevada variabilitat inter-anual en la taxa de mort per arrabassament (4-12%).

Taula 4. Evolució de les causes de la mortalitat dins i fora de l'Àrea Marina Protegida (AMP)

Dins l'AMP	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	1993-95	1996-2000	Total
Morts naturals											
Promig (%)	0,0	0,6	1,2	0,6	1,5	2	1,9	1,5	0,6	1,4	1,1
Desviació	0,00	0,01	0,02	0,01	0,03	0,03	0,02	0,01			
Arrabassades											
Promig (%)	6,5	3,8	4,4	7,6	5,0	12	3,9	6,1	4,9	6,9	6,2
Desviació											
Fora l'AMP											
Morts naturals											
Promig (%)	0,0	0,0	3,6	0,6	2,7	1	1,5	1,0	1,2	1,4	1,3
Desviació	-	-	0,01	0,01	0,05	0,01	0,02	0,01			
Arrabassades											
Promig (%)	0,0	3,5	1,1	7,2	3,0	14	4,0	3,2	1,5	6,2	4,5
Desviació	-	0,03	0,02	0,03	0,04	0,02	0,04	0,01			

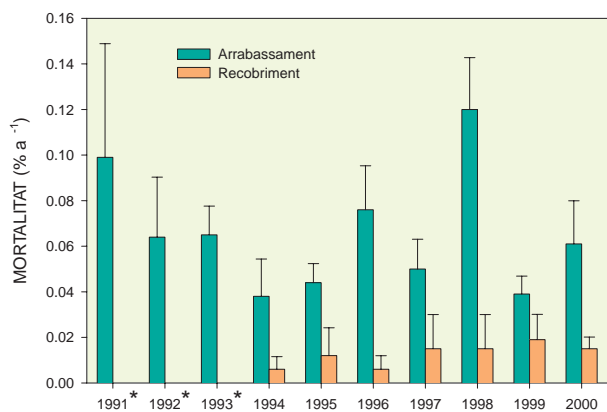


Figura 1. Taxa de mortalitat anual de la gorgònia *Paramuricea clavata* per recobriment i per arrabassament a la AMP de les Illes Medes al llarg del període 1991-2000.

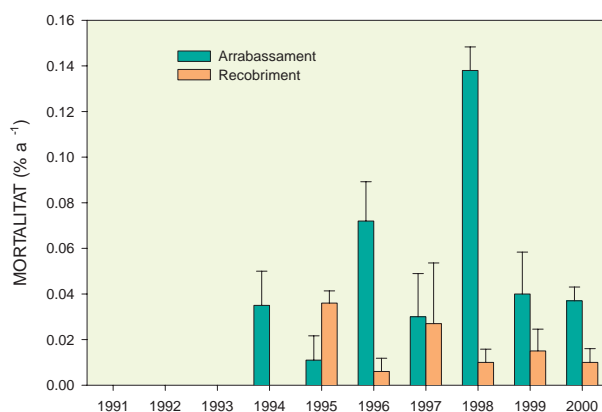


Figura 2. Taxa de mortalitat anual de la gorgònia *Paramuricea clavata* per recobriment i per arrabassament a fora de la AMP al llarg del període 1993-2000.

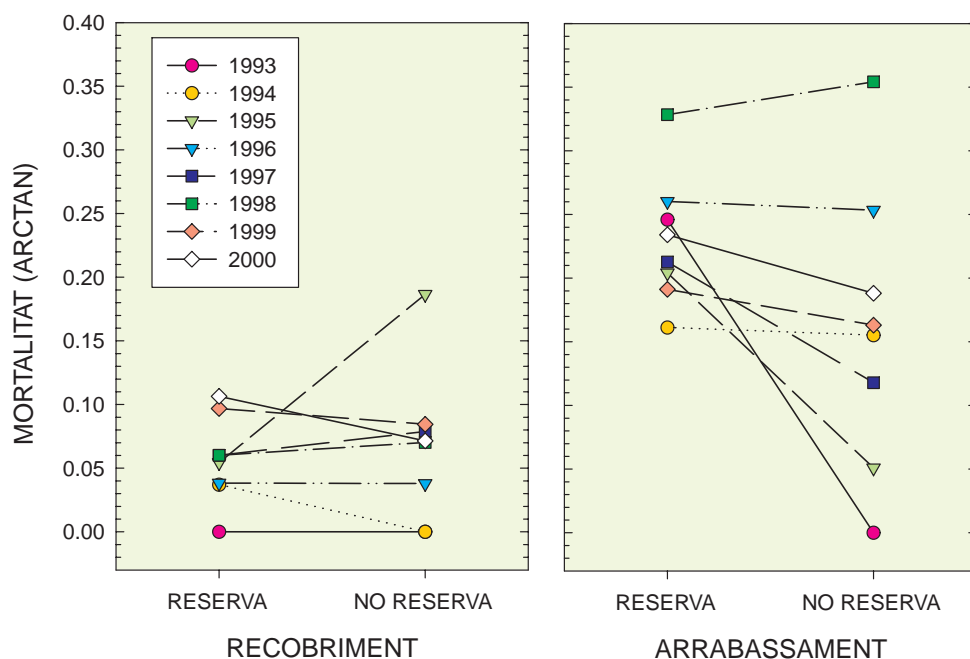


Figura 3. Taxa de mortalitat anual de la gorgònia *Paramuricea clavata* per recobriment i per arrabassament, dins i fora de la AMP de les illes Medes al llarg del període 1993-2000. Taxa de mortalitat expressada com a arc-tang per requeriments estadístics de l'anàlisi.

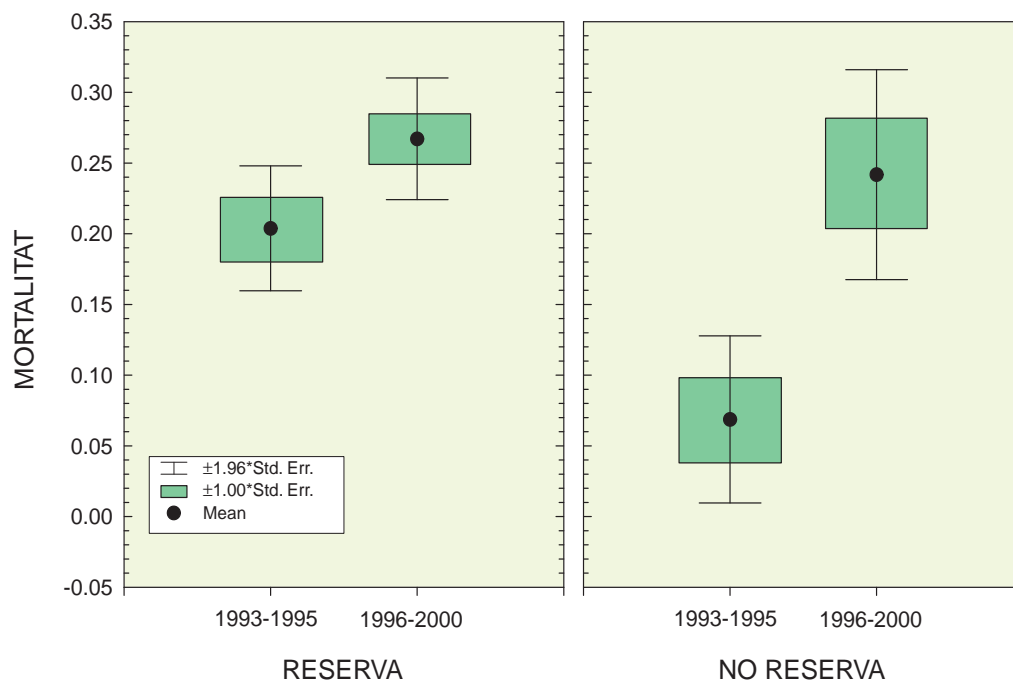


Figura 4. Taxa de mortalitat anual de la gorgònia *Paramuricea clavata* per arrabassament dins i fora de la AMP de les illes Medes agrupada en els períodes 1993-95 i 1996-2000. Taxa de mortalitat expressada com a arctang per requeriments estadístics de l'anàlisi.

La zona estudiada fora de la AMP, teòricament com a control, presenta dos períodes clarament diferenciats al llarg dels anys 1993-2000 (veure Fig. 2). Durant els tres primers anys (1993-95) hi ha dos punts a remarcar. D'una banda, les baixes taxes de mortalitat per arrabassament (1.5 %, entre el 0 i el 4 %). D'altra banda, durant aquest període, la mort per arrabassament va ser del mateix ordre de la mort per recobriment. Durant els darrers anys (període 1996-2000) s'ha produït un canvi dràstic en les taxes de mortalitat. Aquest canvi ha estat degut al increment de la mort per arrabassament (6.3 %, oscil·lant entre el 4-14%).

L'anàlisi conjunta de les taxes de mortalitat en funció dels diferents anys, de la situació de reserva o no reserva, i de la causa de mort (i.e. per arrabassament o per recobriment), ens mostra que la mort per recobriment s'ha mantingut constant tant dins com fora de la AMP al llarg dels anys (veure Fig. 3a). En la Fig. 3b podem observar que durant el període 1993-95, la mort per arrabassament en la AMP va ser molt superior a la de fora de la AMP. Posteriorment, durant el període 1996-2000, la mort per arrabassament augmenta molt fora de la AMP i s'esdevé semblant al de la AMP. Aquest fet queda clarament reflexat en la Fig. 4. Al llarg dels dos períodes la mort per arrabassament dins la AMP s'ha mantingut entre valors del mateix ordre. El canvi es produeix en la taxa de mortalitat de la zona de no AMP i es degut a l'augment de la mort per arrabassament.

DISCUSSIO

Mort per arrabassament

A la AMP (Medes), la mort es produeix bàsicament per arrabassament de les colònies, un procés observat i quantificat des de l'inici d'aquest seguiment (1990-91), que ens es recordat reiteradament per la observació de gorgònies mortes, acumulades en el fons. L'arrabassament natural per efecte de les onades és produït principalment en les aigües més someres (i.e. fins a 10 m de fondària), d'on de forma natural es troben excloses les gorgònies. En casos de temporals excepcionals o de fragilitat del substrat en el que es troben agafades, es pot produir mortalitat per arrabassament de forma natural. Tanmateix, degut a la dinàmica de la espècie, aquestes taxes de mortalitat hauria de ser molt baixa. La mortalitat per arrabassament observada fora de la AMP durant el període 1993-95 aporta la millor estima que es té sobre la magnitud de la mortalitat per arrabassament deguda a causes naturals (i.e. temporals de força extraordinària).

A què es degut el canvi en la taxa de mortalitat per arrabassament a la zona de control "no buceig" de fora de la AMP durant el període 1996-2000? Com ja indicàvem a les darreres memòries, al llarg dels darrers cinc anys s'ha observat un increment gradual del nombre de visites a aquesta zona. De fet, en els darrers exercicis no vàrem trobar diferències en la mortalitat per arrabassament dins i fora de la AMP. Aquest

fet, conjuntament amb la reiterada observació de l'activitat erosiva involuntària que les aletes d'alguns escafandristes exerceixen, permet atribuir a la mortalitat de les Medes un origen humà, en contraposició a altres formes de mortalitat que sobrevolen quan la gorgònia està fixada al fons i es recoberta per altres organismes.

Episodis de recobriment per mucíl·lag.

La mortalitat per recobriment d'altres organismes, sigui per necrosi dels teixits, vingui o no precedida per "l'ofegament" dels pòlips després d'un llarg procés de recobriment per epibionts (p.e. algues, celenteris, briozous, poliquets, etc.), pot ser atribuïda a un procés de mortalitat natural. L'any 1996 vàrem observar un important episodi de recobriment per mucíl·lag produït per la algues filamentoses, principalment Tribonemals i Ectocarpals (E. Ballesteros comunicació personal). En altres indrets s'ha observat que aquest tipus d'episodis poden afectar les colònies de *Paramuricea clavata* produint necrosi del cenènquima (Mistri & Ceccherelli 1996a,b). A les nostres poblacions aquest fenomen ha estat observat de forma important sols en l'exercici de 1996. Tanmateix, al cap de pocs dies de la constatació del fenomen vàrem poder observar que un episodi de forta corrent havia tret el mucíl·lag de les colònies. Controls realitzats durant les setmanes posteriors a l'episodi ens varen permetre comprovar que el recobriment per mucíl·lag no havia produït necrosi en les colònies. Molt probablement el recobriment per mucíl·lag pot arribar a ser transcendent per a les colònies i, per tant per a les poblacions, si les condicions hidrogràfiques propicien la permanència de l'episodi durant períodes llargs de temps (i.e. varies setmanes), com va ser el cas observat a les costes de Itàlia (Mistri & Ceccherelli 1996a,b). Aquesta mortalitat suposadament "natural" podria estar induïda indirectament per activitats humanes que afavoreixen l'eutrofització de l'aigua.

Mortalitat en massa de l'estiu de 1999

Durant l'última meitat de l'estiu de 1999 es va detectar una mortalitat en massa (Cerrano et al., 2000; Perez et al., 2000) de totes les espècies de gorgònies i altres suspensívors bentònics com el corall vermell (Garrabou et al., in press), esponges i briozous al llarg d'un ampli segment de la costa lligur, entre Portofino (Itàlia) i Marsella (França). Simultàniament, es va produir un epi-

sodi de mortalitat en massa de les poblacions de gorgònies blanques (*Eunicella singularis*) i grogues (*Eunicella cavolinii*) de la costa nord de Menorca (E. Ballesteros comunicació personal); cal advertir que si no es va observar mortalitat de gorgònies vermelles és probablement perquè no es coneixen poblacions de *Paramuricea clavata* en aquesta zona del litoral de Menorca. El fenomen que no sembla nou (Bavestrello & Boero, 1988; Rivoire, 1991; Gaino et al., 1992; Harmelin & Marinopoulos, 1994; Bavestrello et al., 1994) més que en el seu abast, va ser produït per causes desconegudes però que guardaven alguna relació amb l'estructura física de la columna d'aigua i possiblement amb uns perfils tèrmics anormalment elevats (Romano et al., in press). Degut al seu abast geogràfic, podem estimar que aquest episodi va eliminar molts milers, probablement milions (Cerrano et al. 2000) de colònies situades per sobre de la fondària a la que es trobava en aquells moments la termoclina (circa 35 m). Sortosament, aquest episodi no va afectar les poblacions de les Illes Medes, potser perquè la influència de les aigües fredes del Roina va fer un efecte d'escut; tanmateix, l'anàlisi de les poblacions afectades per aquesta mortalitat en massa (que nosaltres hem pogut seguir al Parc Nacional de Port-Cros) aporta una explicació a l'origen d'un episodi de mortalitat molt localitzat que vàrem detectar a la zona del Salpatxot en 1992 i que va ser objecte d'anàlisi a la corresponent Memòria. Fins que no es resolguin les causes últimes d'aquest preocupant episodi no es pot descartar la possibilitat que algun contaminant altament tòxic hagués estat a l'origen de tot l'episodi.

En tot cas, l'activitat d'aquests agents es manifestaria per un increment de la mortalitat per recobriment; forma de mortalitat que, tot i que no es descarta que pugui esdevenir important a llarg termini, no és actualment la causa de mortalitat que suggereix un desequilibri important entre els paràmetres demogràfics de l'espècie a les Illes Medes.

Distribució de la mortalitat entre els diferents agents

La Taula 5 resumeix l'anàlisi de les taxes de mortalitat observades al llarg del període 1993-2000, període en el que simultàniament s'ha efectuat el seguiment dins i fora de la AMP. Aquestes dades permeten fer una estimació del efecte que els actuals nivells de freqüentació per

Taula 5. Estimació de l'efecte de la freqüentació sobre les gorgònies en funció de les dades de mortalitat anual del període 1993-2000.

	AMP			No AMP		Promig Total
Recobriment (%)	1993-2000 1,1			1993-2000 1,3		1,2
Arrabassament (%)	1993-95 4,9	1996-2000 6,9	Promig 6,2	1993-95 1,5	1996-2000 6,3	
Mortalitat natural (%)	Recobriment 1,2			Arrabassament 1,5		Total 2,7
Mortalitat sota els nivells actuals de freqüentació	1,2			6,2		7,4

Conclusió: Els actual nivells de freqüentació tripliquen la mortalitat natural

part dels escafandristes exerceixen sobre la taxa de mort de les gorgònies. Hem observat que la mort per recobriment no varia al llarg del període estudiat, ni entre anys, ni entre dins o fora de la AMP, mostrant que aquesta causa de mort, durant aquest període de temps, no es veu afectada per les visites dels escafandristes. Això ens permet estimar una taxa de mortalitat promig per recobriment del 1.2 % (a⁻¹) tant dins com fora de la AMP (Taula 5). En quant a la mort per arrabassament, la Taula 5 mostra de forma sintetitzada els dos punts que cal destacar:

a) que durant el període 1993-95 la mort per arrabassament dins la AMP va ser molt superior a la de fora de la AMP: 4.9 % (a⁻¹) dins la AMP *versus*: 1.5 % (a⁻¹) fora la AMP; i

b) el dràstic increment que es produeix en la mort per arrabassament durant el període 1996-2000 fora de la AMP, fent-la similar als valors de dins la AMP.

Així, assumint com bona la taxa de mortalitat anual per arrabassament que es produeix per causes naturals (i.e. forts temporals) fora de la AMP durant el període de temps 1993-95 (1.5 % a⁻¹), podem estimar que la taxa de mortalitat total per causes naturals seria de 2.7 % a⁻¹ (recobriment: 1.2 % a⁻¹, arrabassament: 1.5 % a⁻¹). La taxa de mortalitat total sota els actuals nivells de freqüentació seria del 7.4 % a⁻¹, que inclou la mateixa taxa de mort per recobriment (1.2 % a⁻¹) i el promig de mort per arrabassament durant el període 1993-2000 (6.2 % a⁻¹). Aquest càlcul ens permet determinar que els elevats nivells de freqüentació per escafandristes tripliquen la mortalitat natural de les gorgònies (Taula 5).

Què impliquen aquests valors de mortalitat? Per entendre'ls hem de tenir en compte diversos

aspectes demogràfics de l'espècie, com la taxa de creixement, la taxa de reclutament i la taxa total de mortalitat de l'espècie.

Tal com ja apuntàvem en la introducció, estudis paral·lels (Coma et al. 1998a, conjuntament amb l'estudi a llarg termini encara en curs) han permet estimar que la gorgònia *Paramuricea clavata* es una de les espècies amb taxa de creixement més baixa de totes les espècies examinades fins el moment (veure Taula 5 en Coma et al. 1998a), amb un increment en alçada inferior al cm per any.

De del 1991 estem estimant els episodis anuals de reclutament de l'espècie. Al llarg d'aquest període el reclutament ha estat bastant variable entre anys, oscil·lant entre el 2 i 12 % de la població. En promig, hem estimat una taxa preliminar de reclutament del 7 % (a⁻¹). La elevada variabilitat entre anys, així com la normalment baixa taxa de reclutament de l'espècie no es sorprenent donat que es una característica pròpia d'espècies longeves i de baixa dinàmica, com son les gorgònies i els coralls.

El 7.4 % (a⁻¹) de mortalitat per a la AMP enfront del valor precedent de reclutament del 7 % (a⁻¹) podria suggerir un cert equilibri entre ambdós paràmetres. En realitat aquests valors de mortalitat-reclutament "equilibrats" ens estarien parlant de la substitució de colònies grans, sexualment madures i d'elevada biomassa per petits plançons, just post-assentats, de poquíssima biomassa i encara inmadurs sexualments. A més, cal considerar que el seguiment de la mortalitat està centrat en colònies de més de 10 cm d'alçada màxima quan, per a la majoria d'organismes, els episodis d'elevada mortalitat es produeixen en els estadis juvenils. En espècies lon-

geves de baixa dinàmica aquesta característica es veu accentuada (Grigg 1977). Les colònies petites sols inverteixen en creixement, i no comencen a invertir també en reproducció fins que assoleixen una alçada superior als 10 cm (Coma et al. 1995, 1998b). Un estudi paral·lel iniciat al 1997 ens ha permet comparar la mortalitat de les colònies de mida inferior a 10 cm amb les de mida superior pel període anual 1997-99. Aquests resultats preliminars sugereixen tal com era esperable que la mortalitat de les colònies de menys de 10 cm és de l'ordre del 20 % (a⁻¹), i per tant molt superior a la de les colònies de mida superior.

CONCLUSIONS

El seguiment d'aquest any continua confirmant que existeix una elevada taxa de mortalitat de *Paramuricea clavata* per arrabassament (en promig del 6.2 % anual) degut a l'efecte erosiu involuntari dels escafandristes dins la AMP.

La zona que examinàvem com a control fora de la AMP ha deixat de fer la seva funció com a exemple de zona no freqüentada pels escafandristes. A excepció de que es detecti una altra zona propera de la costa del Montgrí poblada per aquesta gorgònia però exempta de buceig (?), només quedarà el recurs d'utilitzar com a controls poblacions allunyades d'altres reserves marines on el buceig estigui estrictament limitat a les activitats científiques (Scandola, Cabrera).

Estudis paral·lels que estem duent a terme sobre el reclutament d'aquesta espècie confirmen la raresa d'episodis significatius de reclutament en *Paramuricea clavata*, així com la seva baixa taxa de creixement. Es per això, que els valors actuals de mortalitat a les Illes Medes continuen essent preocupants, per poc congruents amb la resta de paràmetres demogràfics de l'espècie.

Aquests resultats conjuntament amb l'efecte erosiu que ja havia estat descrit en el briozou de la mateixa comunitat *Pentapora fascialis* (veure informes 1996-98, Sala et al. 1996, Garrabou et al. 1998), suggereixen que els actuals nivells de freqüentació podrien estar exercint important nivells d'erosió no sols sobre aquestes dues espècies sinó sobre el conjunt de la comunitat del coral·lígen. Aquest fet es preocupant degut a la baixa dinàmica de la major part d'espècies d'aquesta comunitat, probablement una de les comunitats amb més lenta capacitat de recuperació.

BIBLIOGRAFIA

- Bavestrello, G., & Boero, F., 1988. Necrosi e rigenerazione in *Eunicella cavolinii* in Mar Ligure. Boll. Mus. Ist. Biol. University Genova, 52 (Suppl.) (1986), 295-300.
- Bavestrello, G., Bertone, S., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C., Gaino, E., & D. Zanzi, 1994. Mass mortality of *Paramuricea clavata* (Anthozoa, Cnidaria) on Portofino Promontory cliffs, Ligurian Sea, Mediterranean Sea. *Mar. Life*, 4:15-19.
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C.N., Cattaneo-Vietti R., Bava, S., Morganti, C., Morri, C., Picco, P., Sara, G., Schiaparelli, S., Siccardi, A. & F. Sponga, 2000. A Catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, 3: 284-293.
- Coma, R., Ribes, M., Zabala, M. & J.M. Gili, 1998a. Growth in a modular colonial marine invertebrate. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 47: 459-470.
- Coma, R., Ribes, M., Gili, J.M. & M. Zabala, 1998b. An energetic approach to the study of life-history traits of two modular colonial benthic invertebrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 162: 89-103.
- Coma, R., Zabala, M. & J.M. Gili, 1995. Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115: 185-192.
- Gaino, E., Pronzato, R., Corriero, G. & P. Buffa, 1992. Mortality of commercial sponges: incidence in two Mediterranean areas. *Boll. Zool.*, 59: 79-85.
- Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A. & M. Zabala, 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12: 302-312.
- Garrabou, J., Perez, T., Sartoreto, S. & J.G. Harmelin. (In press). Mass mortality event in red coral (*Corallium rubrum*, Cnidaria, Anthozoa, Octocorallia) populations in Provence region (France, NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*
- Grigg, R.W., 1977 Population dynamics of two gorgonian corals. *Ecology*, 58: 278-290.
- Harmelin, J.-G., & J. Marinopoulos, 1994. Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the North-Western Mediterranean (France, Port-Cros Island). *Mar. Life*, 4:5-13.
- Margalef, R., 1974. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona.
- Mistri, M. & V.U. Ceccherelli, 1996a. Effects of a mucilage event on the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. I - Short term impacts at the population and colony levels. *Ital. J. Zool.*, 63: 221-230.

- Mistri, M. & V.U. Ceccherelli, 1996b. Effects of a mucilage event on the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. II - Population recovery after two years. *Ital. J. Zool.*, 63: 221-230.
- Perez, T., Garrabou, J., Sartoreto, S., Harmelin, J.G., Francour, P. & J. Vacelet, 2000. Mass mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in the North Occidental Mediterranean. *C.R.Acad.Sci. Paris*. 323(10): 853:865.
- Pianka, E.R., 1970. On r- and k-selection. *Am. Nat.*, 104: 592-599.
- Rivoire, G., 1991. Mortalité du corail et des gorgones en profondeur au large des côtes provençales. In : *Les Espèces Marines à protéger en Méditerranée* (eds. Boudouresque, C.F., Avon, M., Gravez, V.). GIS Posidonie, France, pp. 53-59.
- Romano, J-C., Bensoussan, N., Younes, W.A.N., & D. Arlhac, 2000. Anomalie thermique dans les eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. In press.
- Sala, E., Garrabou, J. & M. Zabala, 1996. Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Mar. Biol.*, 126: 451-459.
- Weinberg, S., 1991. Faut-il protéger les gorgones de méditerranée. En: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. Boudouresque, C.F., Avon M., & V. Gravez (edit.), GIS Posidonie publ., pp. 47-52.

AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE CORALL *Corallium rubrum* DE LES ILLES MEDES. EXERCICI 2000

Cristina LINARES, Bernat HEREU i Mikel ZABALA

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona
Diagonal 645, 08028 Barcelona

INTRODUCCIÓ

El corall vermell (*Corallium rubrum*) és una espècie que es pot trobar al litoral rocós mediterrani des de pocs metres (en indrets mancats de llum) fins a 200 metres de fondària. La nombrosa presència de coves, túnels i extraploms, a les Illes Medes, degut a la seva naturalesa calcària, i també la gran quantitat de matèria orgànica que hi ha en les seves aigües, són característiques claus pel desenvolupament de poblacions de corall vermell a partir de poca fondària, fet poc freqüent a la Mediterrània.

Aquesta espècie endèmica mediterrànea, que també es pot trobar en zones contigües de l'Atlàntic, té un gran valor ecològic, estètic i comercial. El seu esquelet calcari ha estat utilitzat des de temps antics en joieria, sotmetent així a les poblacions de corall en el Mediterrani a una situació de sobreexplotació.

Durant centenars d'anys, el corall va ser pescat amb arts de pesca com la Creu de Sant Andreu i les barres italianes (Andaloro & Cicogna, 1993), que arrossegaven tot el que trobaven en el fons, i en els darrers 50 anys, amb el desenvolupament de l'escafandre autònom, aquestes poblacions han patit encara més l'efecte de sobre-pesca. S'ha de tenir en compte, a part dels pescadors professionals amb llicència, l'activitat que duen a terme nombrosos furtius.

Aquesta forta pressió antròpica, ha fet que el corall vermell desapareixi o es tornés molt escadusser a molts indrets de la Mediterrània on abans formava importants poblacions. Actualment la majoria de poblacions que es troben a fondàries accessibles al buceig autònom amb aire al litoral mediterrani, estan formades per colònies de diàmetres basals inferiors a 8 mm, mida a partir de la qual les branques de corall es consideren comercialment viables; com a referència, encara

hi ha poblacions com les que es troben en el litoral de Ceuta que tenen descrits diàmetres mitjos de 20 mm (Ocaña, 2000), però aquest tipus de poblacions semblen avui excepcionals.

La dinàmica parsimoniosa d'aquesta espècie, amb taxes de creixement molt lentes (pocs mm per any) i amb reclutaments imprevisibles converteixen al corall vermell en una espècie molt fràgil, necessitada d'una bona gestió front dels perills als que es veu sotmesa.

Les poblacions de corall que es troben dins l'Àrea Marina Protegida (endavant AMP) de les Medes, sobretot les situades a poca fondària, són molt visitades pels escafandristes. La freqüentació provoca nombrosos trencaments accidentals degut a la fragilitat de l'esquelet calcari del corall; aquest efecte erosiu es manifesta en una regressió en les mides i de les densitats de les poblacions freqüentades, de forma semblant a com ha estat documentat en altres organismes de la comunitat coral·lígena (Sala et al, 1996; Garrabou et al, 1998).

A l'efecte de la freqüentació s'han d'afegir causes de regressió més greus com el furtivisme. Durant els primers mesos d'aquest any 2000 es va detectar dins l'AMP de les Illes Medes un episodi sostingut de furtivisme que va afectar com a mínim a una de les estacions d'aquest seguiment (Carall Bernat, veure memòria de l'any 1999).

L'objectiu del programa de seguiment del corall vermell, es conèixer l'estat de conservació de les poblacions que es troben a les Illes Medes i a la costa del Montgrí per tal d'obtenir criteris adequats per la seva gestió. Les dades d'aquest seguiment, ens han de permetre avaluar l'efecte de la protecció i de la freqüentació de l'AMP de les Medes en el passat, i aportar referències quantitatives per la reglamentació futura.

En concret, el seguiment es concentra en l'evolució de la talla, de les densitats de les colònies, i dels episodis de reclutament en una sèrie d'estacions fixes pre-seleccionades des de 1991.

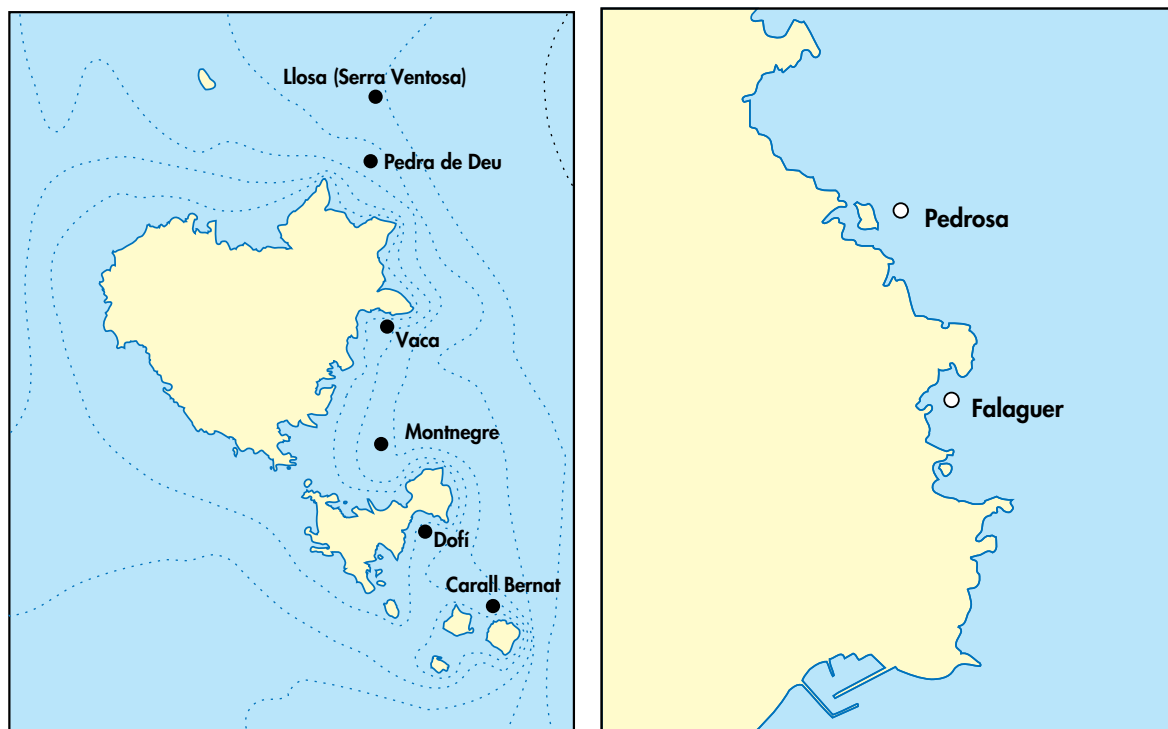


Figura 1. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Situació de les estacions del seguiment dins i fora de l'Àrea Marina Protegida de les Illes Medes.

Durant l'estiu de 1999 es va produir un episodi de mortalitat en massa de suspensívors bentònics al llarg de les costes lligures des de Portofino a Marsella (veure el capítol de *Gorgonia* vermella) i que va afectar seriosament a les poblacions de corall vermell d'aquelles localitats (Perez et al., 2000). Hom estima que una part molt significativa de la població situada per sobre dels 35 m de fondària va morir totalment o va quedar seriosament danyada (Garrabou et al., 2000). Varem decidir aprofitar el control de l'any 2000 per confirmar que la població de les Illes Medes no havia estat afectada.

En aquesta memòria, s'inclouen els resultats de l'anàlisi dels diàmetres, densitats i reclutament obtinguts l'estiu de 2000, i s'afegeixen a la sèrie continuada des de 1991 juntament amb les dades de l'estació de la Pedrosa de l'any passat (estiu 1999), que no varen ser tractades en el seu moment.

MATERIAL I MÈTODES

El seguiment es realitza a les mateixes vuit estacions que han estat estudiades els anys anteriors (Fig. 1). Les diferents condicions experimentals de les estacions control s'utilitzen per tractar de veure l'efecte de la protecció, la freqüentació i la fondària en la dinàmica de les

poblacions de corall. D'aquestes vuit estacions, sis es troben dins l'AMP i les altres dues a la costa del Montgrí, fora de l'AMP. Quatre estacions són superficials (es troben a menys de 20 metres de fondària) i les altres quatre es consideren fondes (encara que cap d'elles supera els 40 metres). Pel que fa al grau de freqüentació, les estacions més superficials que es troben dins l'AMP, són les més freqüentades. La Taula 1 resumeix les característiques de les estacions estudiades.

La monitorització de les poblacions es realitza fotogràficament, degut a la fragilitat del seu esquelet calcari. Per l'estudi de l'evolució de les mides, es realitzen 30 macro-fotografies (18 x 30

Taula 1. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2000. Condicions experimentals de les estacions de control. (R) Àrea Marina Protegida de les Illes Medes, (NR) Costa del Montgrí, fora de l'AMP

Localitat	Protecció	Freqüentació	Fondària
Dofi	R	***	S (18)
Vaca	R	***	S (22)
Carall Bernat	R	***	F (35)
Pedra de Deu	R	**	F (38)
Montnegre	R	**	F (32)
Llosa (Serra Ventosa)	R	**	F (40)
Falaguer	NR	*	S (25)
Pedrosa	NR	**	S (28)

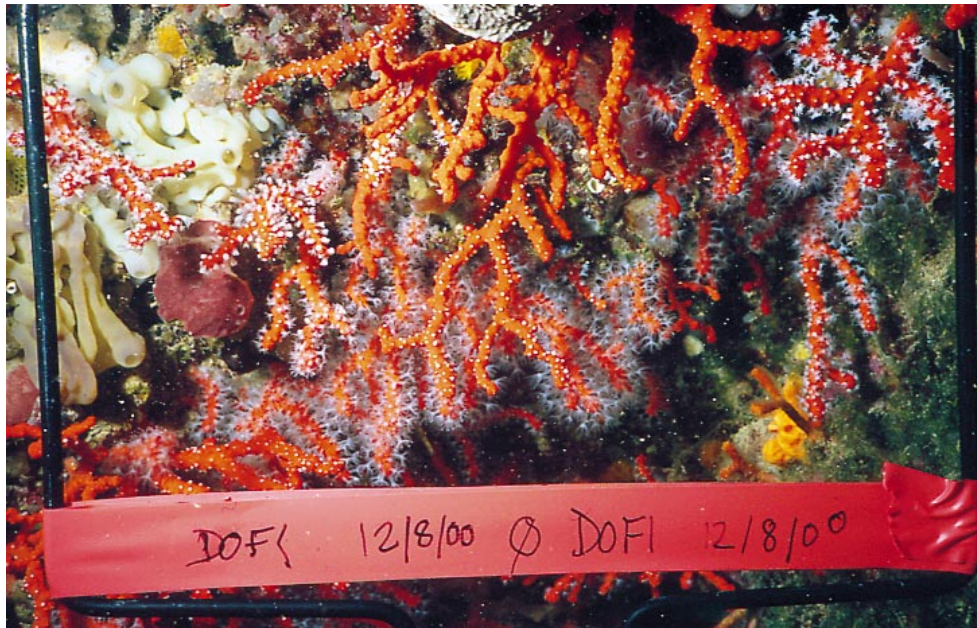


Figura 2. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2000. Exemple d'una de les macro-fotografies emprades per obtenir les mides dels diàmetres basals.

cm) orientades paral·lelament a l'eix principal de les colònies (Figura 2). Aquestes fotografies es projecten sobre una pantalla blanca a una distància fixa, i es mesura el diàmetre d'unes 500 branques triades a l'atzar en cada estació. D'aquests 500 diàmetres, s'agafen els 150 més grans de cada estació per estandaritzar la mostra.

L'estudi de la densitat i el reclutament, es fa també a partir de 30 macro-fotografies, aquest cop orientades perpendicularment, de manera que al projectar-les es pot realitzar sense dificultat el comptatge de les colònies i dels reclutes, considerant reclutament aquelles colònies que tenen menys de 10 pòlips. La densitat i el reclu-

tament no s'estudia en totes les estacions, ja que l'orografia d'alguns llocs no permet fer les fotografies correctament, sense trencar cap branca.

L'anàlisi de l'evolució de les mides, es fa mitjançant una ANOVA d'un factor (temps) per a cada estació, que ens permet conèixer si els canvis que es donen al llarg del temps son significatius. Per estudiar si hi ha diferències entre les estacions estudiades es realitza una ANOVA de dos factors (lloc i temps).

Aquestos mateixos estadístics s'analitzen en l'estudi de la densitat i del reclutament.

Les característiques de les estacions, que no permeten un disseny creuat complet, no fan pos-

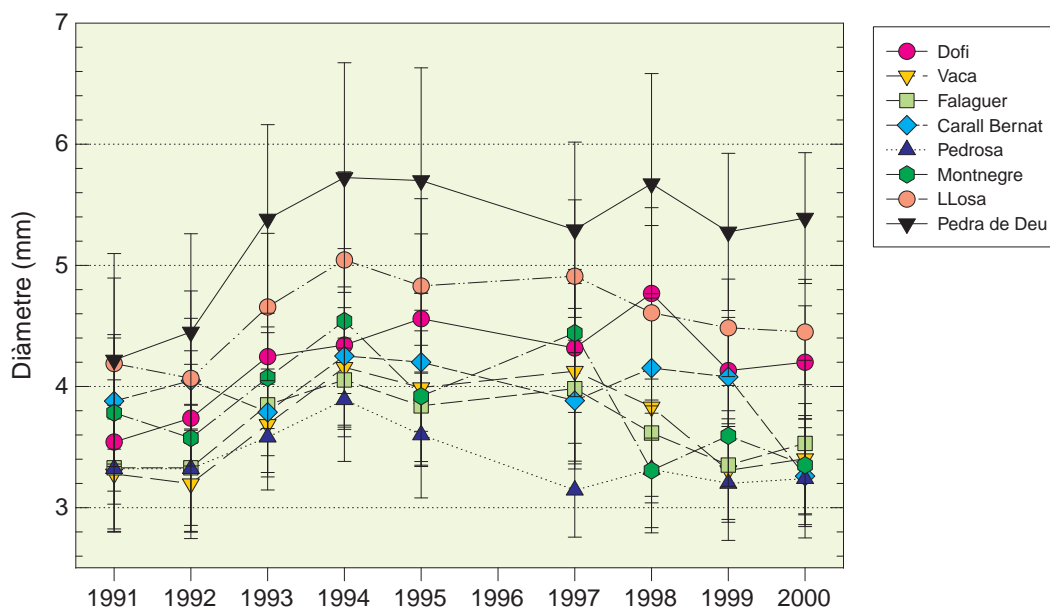


Figura 3. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2000. Evolució dels diàmetres (mm) de les 150 branques més grosses al llarg dels anys en les diferents estacions. Símbols: valor de la mitjana; barres: desviació típica.

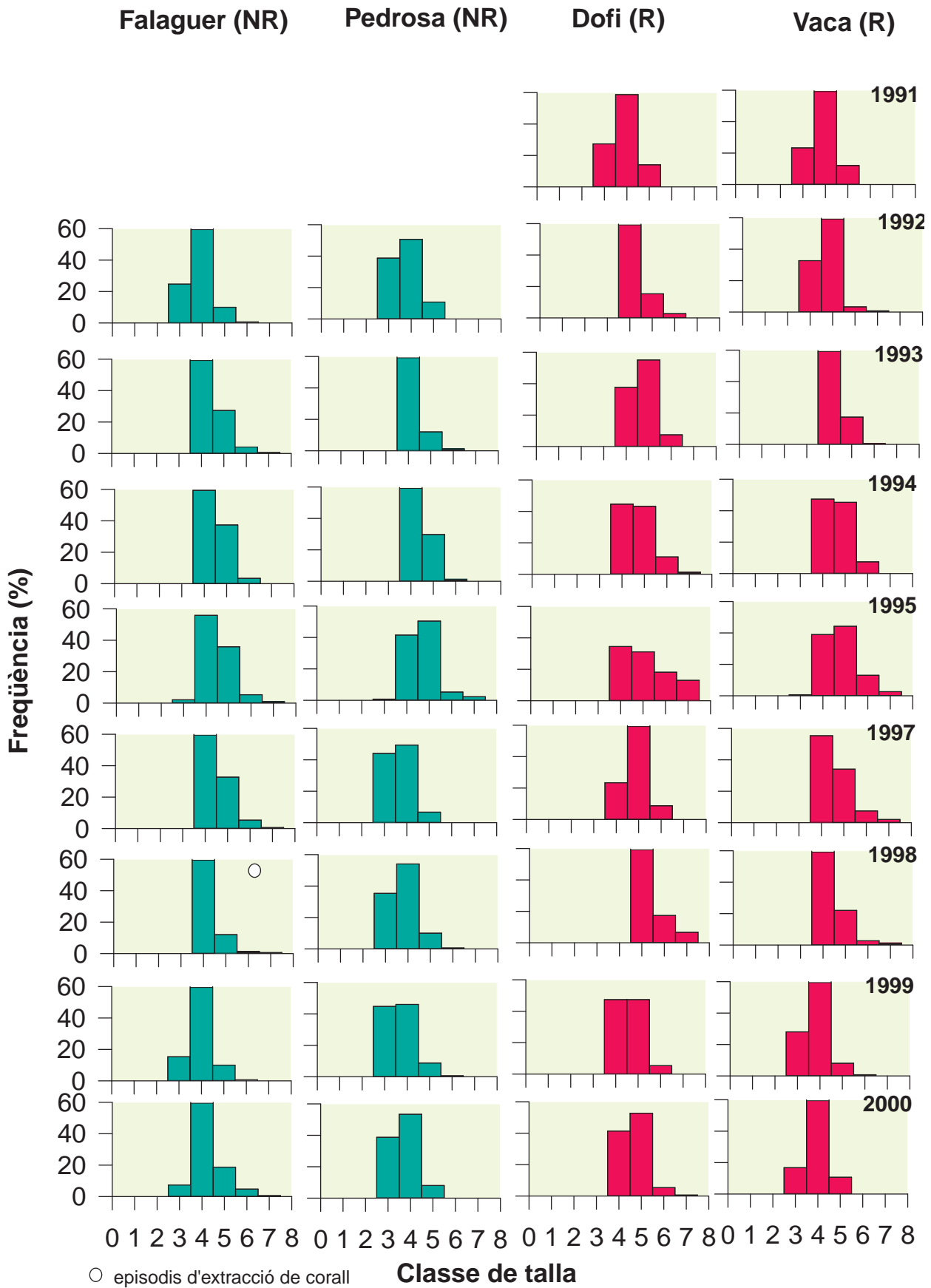


Figura 4. Corall vermell (Corallium rubrum). Seguiment 1991-2000. Evolució temporal de l'histograma de classes de talla (diàmetre; mm) de les 150 branques més grosses de les poblacions de cada estació.

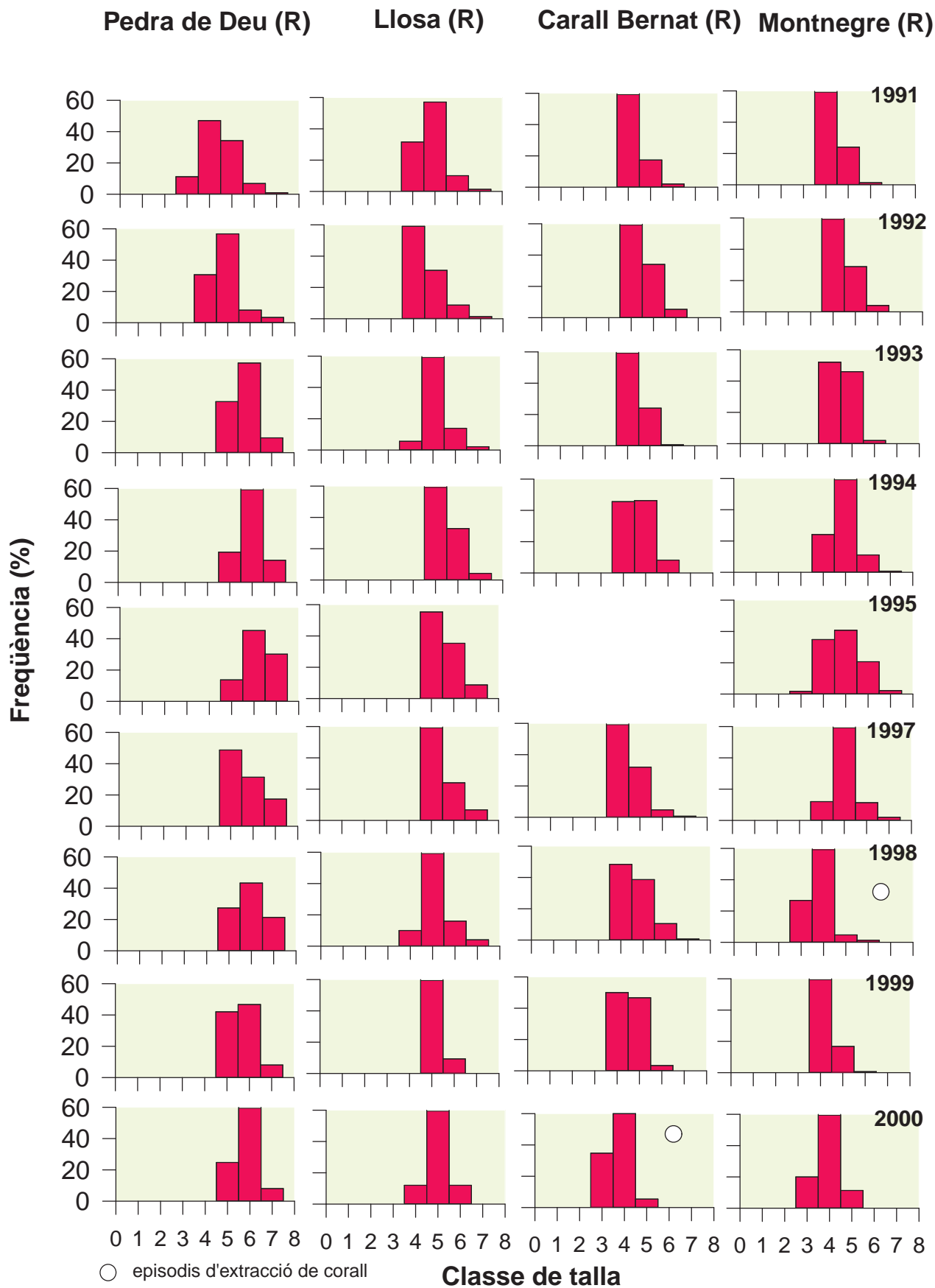


Figura 4 (Cont.). Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2000. Evolució temporal de l'histograma de classes de talla (diàmetre; mm) de les 150 branques més grosses de les poblacions de cada estació.

sible diferenciar de forma concloent l'efecte de la freqüentació de l'efecte de la fondària, ja que totes les estacions superficials tenen el mateix grau de freqüentació elevada.

RESULTATS

Mortalitat en massa

A cap de les vuit poblacions monitoritzades es va observar el més mínim índex de mortalitat en massa que pogués guardar semblança amb la que va afectar en 1999 al corall vermell de la costa de Marsella.

Talles (diàmetre)

Per estudiar l'evolució de les mides de les colònies de corall al llarg del temps utilitzem dos descriptors: el valor promig dels diàmetres basals de les colònies i la distribució en classes de talla de tots aquests diàmetres.

L'evolució del diàmetre promig (mitjana i desviació típica) de cada estació al llarg de tots els anys d'estudi es mostra a la Figura 3. Al costat d'algunes sèries caracteritzades per repetides pujades i baixades d'aspecte aparentment caòtic que porten als mateixos valors finals que 10 anys enrera, podem veure algunes estacions (com són La Pedra de Déu, La Llosa o el Túnel del Dofí) amb una tendència clara a l'augment de talla; pel contrari, hi ha dues estacions on el diàmetre mig ha disminuït notòriament (Carall Bernat i Montnegre).

L'anàlisi de l'ANOVA un factor, mostra que hi ha diferències significatives en l'evolució del diàmetre al llarg del temps en totes les estacions. L'ANOVA de dos factors, lloc i temps (Taula 2), ens confirma que aquestes evolucions també són

diferents significativament entre estacions i que per tant no es tracta d'una evolució homogènia.

L'evolució temporal de la distribució per classes diamètriques es representa a la Figura 4. Encara que es confirmen les diferències de comportament de les sèries en funció de la localitat, és evident que existeix una pèrdua de les classes diamètriques més grans en quasi totes les estacions. Aquest any l'estació que ha sofert una regressió més forta de les classes diàmetres ha estat el Carall Bernat, situada dins l'AMP. Les poblacions de la Vaca, el Dofí i el Falaguer mantenen la seva tendència a disminuir el percentatge de diàmetres grans.

Densitats

L'evolució de la densitat de les colònies es manté sense gaires canvis respecte a l'any anterior. El Falaguer i el Montnegre continuen tenint els valors més elevats de densitat, encara que l'estació del Falaguer, fora de l'AMP, ha patit enguany una pèrdua considerable en aquest paràmetre (Figura 5). Les caigudes dels valors de densitats observades entre 1998 i 1999 en les estacions del Dofí i la Vaca, s'estabilitzen aquest any, igualant-se als valors de l'any 1995 i 1999.

Reclutament

La variació del reclutament durant els quatre darrers anys es mostra a la Figura 6. Excepte el pic de reclutament que es va donar l'any 1998 a l'estació del Falaguer, la resta dels valors es mostren relativament estables al llarg dels anys. Les estacions que tenen els valors més elevats de densitat de reclutes són el Falaguer i el Montnegre, mentre que la resta d'estacions mostra uns reclutaments realment baixos durant tots els anys d'estudi.

*Taula 2. Corall vermell (Corallium rubrum). Seguiment 1991-2000. Significació del test d'ANOVA d'un factor (temps), sobre el diàmetre mig de les poblacions controlades. (R) Àrea Marina Protegida de les Illes Medes, (NR) Costa del Montgrí, fora de la AMP. *** valors significatius, $p < 0.05$*

Estació	gll	MS	F	P
Túnel del Dofí (R)	7	28.6838	388.2335	***
Cova de la Vaca (R)	7	24.4667	390.7050	***
Carall Bernat (R)	7	13.9216	328.6800	***
Montnegre (R)	7	34.6338	610.0139	***
Llosa (R)	7	18.9434	549.3820	***
Pedra de Déu (R)	7	59.2358	836.7036	***
Falaguer (NR)	7	13.2730	374.0290	***
Pedrosa (NR)	6	9.9606	245.1324	***

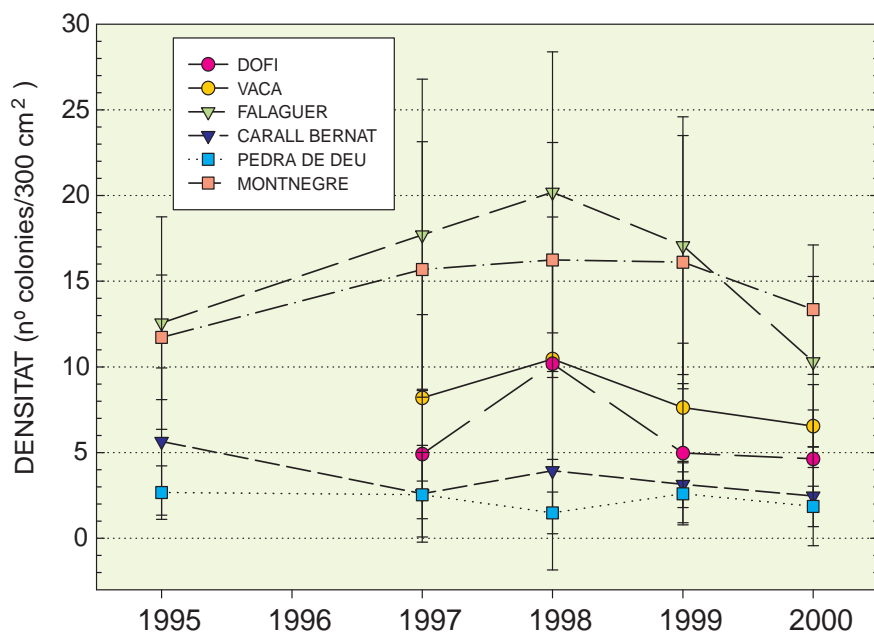


Figura 5. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Següiment 1991-2000. Evolució de les densitats (nº colonies/300 cm²) de les diferents poblacions estudiades al llarg dels anys de seguiment.

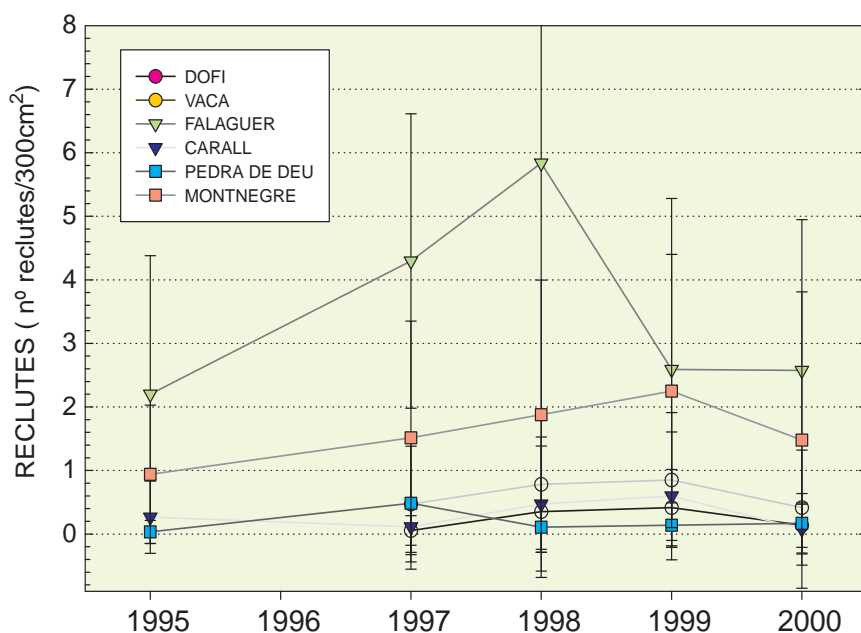


Figura 6. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Següiment 1991-2000. Evolució del reclutament (nº reclutes/300 cm²) de les diferents poblacions estudiades al llarg dels anys de seguiment.

Discussió

L'evolució entre 1999 i 2000 dels diàmetres i de les densitats de les vuit estacions confirma les tendències preocupants marcades durant els darrers tres anys.

Analitzant la sèrie de dades obtingudes des de l'inici del seguiment, es poden veure dos períodes molt contrastats en l'evolució de les mides (Fig. 3): durant els cinc primers anys (1991-1995), es va veure una tendència a augmentar el diàmetre mig en totes les estacions; pel contrari, a partir de l'any 1997 comença a observar-se una inversió de la tendència amb la regressió del diàmetre mig en

quasi bé totes les estacions. El resultat és que enguany i per primer cop des que va començar el seguiment, les pèrdues retornen els valors promitjos al mateix nivell de l'inici, anulant així tots els beneficis capitalitzats en els anys anteriors.

En l'estudi de les densitats, també es mantenen les pautes al llarg del temps, mantenint-se quasi bé totes les poblacions en uns valors de densitats bastant estables. Tanmateix, podem veure estacions on les densitats cada any són menors, com és el cas del Falaguer. Aquesta estació, que es troba fora de l'AMP a la costa del Montgrí, ha estat sotmesa a l'acció de corallers professionals i escafandristes "amateurs".

Si el seguiment de corall no fos realitzat anualment, i si només disposéssim dels controls realitzats l'any 1991 i deu anys després, els valors resultants ens conduirien a una interpretació errònia de la dinàmica de creixement del corall: si restéssim els diàmetres promig de l'any 1991 als del 2000 podríem arribar a la conclusió de que el creixement del corall és indetectable en un lapse de 10 anys. Tanmateix, gràcies als registres dels quatre anys posteriors a l'inici del seguiment (1991-94), sabem que el corall té una dinàmica de creixement mesurable amb les eines de que disposem; i que les taxes de creixement real en condicions òptimes (de l'ordre de $0.1 \text{ mm} \Delta^{-1}$) són considerablement superiors a les observades en realitat quan s'interfereixen episodis d'espoli o de excessiva freqüentació. En realitat són aquests episodis els que donen l'aparença d'interrompre el creixement net.

Enguany la regressió més forta en les classes diamètriques és la de l'estació de Carall Bernat, situada dins l'AMP. El resultat no és sorprenent si tenim present que aquesta estació va ser "picada" durant l'espoli ocorregut l'hivern de 2000 (veure memòria de l'any 1999). En els histogrames de la Figura 4 es pot veure com aquesta estació ha perdut les classes de talla més grans (a partir de 4 mm); aquests resultats són congruents amb els presentats a l'informe sobre l'espoli, on els valors modals de la mostra incautada coincideixen amb els de les classes diamètriques perdudes. Així, per primer cop, un espoli ben documentat explica la causa de la caiguda brusca del diàmetre mig d'una estació (aquest cop el Carall Bernat), que és similar a les caigudes detectades en anys precedents en altres localitats (Falaguer i Montnegre en 1998). A partir d'aquesta circumstància "afortunada" tenim l'evidència que ens mancava per afirmar que el mètode aplicat en el seguiment és suficientment sensible i acurat per detectar el furtivisme dins l'AMP. Però aquesta certitud també ens obliga a una conclusió més preocupant: que el que ens semblaven inexplicables reculades de l'espectre de talles de les estacions controlades correspon a repetits episodis d'extracció de corall que han tingut lloc en anys successius i en diferents estacions de dins i fora de l'AMP.

Respecte al reclutament, els valors es mantenen estables, al voltant dels mateixos valors observats en anys precedents (circa 2 ind/300 cm^2), si exceptuem el pic que es va donar durant l'any 1998 a l'estació del Falaguer. Com cada any, les estacions del Falaguer i Montnegre són les que

mostren reclutaments més elevats. Potser que l'aparent estabilitat temporal en els valors de reclutament no representi més que un artefacte observacional: si les taxes de creixement de les colònies post-asetades són tan baixes com les de les colònies grans i si la seva taxa de mortalitat no és molt elevada, podem sospitar que romanguin més d'un any dins del nostre criteri de "nova colònia", sent comptabilitzades com a tals en diferents anys consecutius.

Resulta sorprenent la discrepància entre els valors de densitat, sigui de reclutes o de colònies "adultes", observats a les Illes Medes i a altres localitats de la Mediterrània. Degudament convertits a unitats més estàndards, els valors de densitat de colònies i reclutes obtinguts durant aquest seguiment són de l'ordre de centenars de colònies per m^2 , valors molt raonables segons els nostres criteris però molt inferiors als valors de milers de colònies per m^2 obtinguts per científics italians (Santangelo et al, 1993) i que ens semblen desmesurats. Tot i les limitacions que acceptem té la metodologia emprada per realitzar aquest seguiment, considerem que els valors mostrats pels autors italians no representen un valor de referència fiable.

Els resultats presentats en aquest seguiment mostren un estat de les poblacions de corall vermell bastant preocupant, si no pel que fa a la seva supervivència dins l'AMP, si respecte al valor patrimonial de les colònies que s'hi puguin exhibir (qualitat = talla). Una de les expectatives més fonamentades de guany patrimonial per a l'AMP de les Illes Medes en els anys a venir reposava en les seves poblacions de corall vermell. Aquesta capitalització es feia molt manifesta, si més no, en termes relatius, en augmentar el diferencial de densitat i talles amb les expoliades poblacions de la costa no protegida. Cal no oblidar que el corall vermell és actualment una espècie "difícil" d'observar pels escafandristes a la Mediterrània, i que la facilitat d'accedir a les poblacions poc profundes de les illes Medes constitueixen una part significativa del atret d'aquest espai per als turistes sub-aquàtics.

La regressió de les classes de talla més grans i la disminució de les densitats en quasi totes les estacions estudiades, tant dins com fora de l'AMP reforcen la idea de la necessitat d'un nou plantejament de les mesures de protecció, augmentant la vigilància i disminuint la freqüentació dels escafandristes, almenys dins algunes de les zones de corall més visitades de l'AMP de les Illes Medes.

BIBLIOGRAFIA

- Andaloro, F. & F. Cicogna, 1993. Fishing Red Coral: Problems and Management. In: *Il Corallo Rosso in Mediterraneo, arte, storia e scienza*. F. Cicogna & R. Cattaneo-Vietti Editors. Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali.
- Garrabou, J, E. Sala, A. Arcas & M. Zabala, 1996. The impact of diving on rocky sublittoral communities. A case study of a bryozoan population. *Conserv. Biol.*, 12 : 302-312.
- Hereu, B, C. Linares & M. Zabala, 1999. Avaluació de l'impacte de l'episodi de corall vermell (*Corallium rubrum*) de la zona protegida de les Illes Medes detectat durant l'hivern del 2000. In: *Seguiment temporal de les Illes Medes*. Informe tècnic per al Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.
- Ocaña, O, 2000. Las poblaciones de coral rojo (*Corallium rubrum*) en el mar de Ceuta. Informe tècnic para la Consejería de cultura y patrimonio de la Ciudad Autónoma de Ceuta.
- Sala, E, J. Garrabou & M. Zabala, 1996. Effects of diver frequentation on a Mediterranean sublittoral population of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Mar. Biol.*, 126 : 451-459.
- Santangelo, G., M. Abbiati & G. Caforio, 1993. Age structure and population dynamics in *Corallium rubrum*. In: *Il Corallo Rosso in Mediterraneo, arte, storia e scienza*. F. Cicogna & R. Cattaneo-Vietti Editors. Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali.

AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE LLAGOSTES *Palinurus elephas* DE LES ILLES MEDES. EXERCICI 2000

Marc MARÍ¹, David DÍAZ², Pere ABELLÓ², Mikel ZABALA¹

¹Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona
Diagonal 645, 08028 Barcelona

²Institut de Ciències del Mar (CSIC). Passeig Joan de Borbó, s/n. 08039 Barcelona

INTRODUCCIÓ

La llagosta (*Palinurus elephas*) ha manifestat, en els estudis fets fins enguany, una nul·la capacitat de recuperació demogràfica en l'Àrea Protegida de les illes Medes. Així com altres espècies d'interès pesquer han augmentat la seva densitat, la llagosta té tendència a disminuir en densitat i a presentar una distribució per sota dels 25 m de fondària.

Els treballs fets a Austràlia, el mar Carib i Nova Zelanda, on la pesqueria de llagostes és molt important, han demostrat que les poblacions de llagostes es recuperen i les captures augmenten quan se segueix un pla de gestió adequat. Concretament, un dels punts claus d'aquesta gestió, és el seguiment del reclutament de fases postlarvàries al Bentos; els estudis fets en aquells països han demostrat una correlació entre el reclutament d'un any i les captures d'adults en els anys següents (Phillips 1986).

Donada la gran quantitat de juvenils de primer any trobats a l'estudi de l'any 1996 dins de forats fets pels dàtils (*Lithophaga lithophaga*), l'any 1997 es va decidir de començar un estudi sobre el reclutament d'aquesta espècie per complementar la informació que dona el seguiment anual de la població adulta. Aquests estudis s'han continuat fins el 2000.

El disseny del seguiment anual de la població de llagostes ens indica l'estat puntual, un cop a l'any i al més de setembre de la població de llagostes de la zona protegida de les illes Medes. Aquestes dades prenen importància quan es poden comparar sèries llargues per veure tendències al llarg dels anys.

OBJECTIUS

El seguiment temporal de la població de llagostes (*Palinurus elephas*) al 2000 s'ha fet amb dos objectius principals:

1. Establir la distribució batimètrica i l'estructura de talles de la població de les illes per al 2000, d'aquesta manera s'analitza l'estat de la població en la reserva el 2000 i es compara amb la situació dels anys anteriors per veure'n l'evolució.

2. Continuar l'estudi del reclutament d'aquesta espècie.

MATERIAL I MÈTODES

Plantejament metodològic

El seguiment del reclutament s'ha fet al llarg de tot l'any amb periodicitat mensual als mesos d'hivern i setmanal des del maig fins a l'agost, ambdós mesos inclosos. L'estudi s'ha fet seguint transectes de superfície determinada a 4 rangs de fondàries. Amb periodicitat setmanal des de l'1 de juliol al 9 de setembre s'han fet fotografies dels individus quan són fora del seu cau; d'aquesta manera s'han aconseguit dades precises de les seves mides -i, per tant, del seu creixement-. Els paràmetres utilitzats per descriure la cohort han estat i) mida dels cefalotórax - per detectar creixement-; ii) nombre d'individus per 10 m² a cada grup de fondàries -per detectar variacions en la distribució per fondàries-. Les fondàries han estat agrupades en 4 categories: de 0 a 5 metres; de 5 a 10 metres; de 10 a 15 metres i de 15 a 20 metres.

L'estudi de la població s'ha fet a partir de 15 transectes realitzats en zones llagostaires.

Cal remarcar que, tot i que aquestes zones llagostaires són totes per sota de la isòbata de 25 m., els transectes abasten tota la franja de fondàries entre 0 m. i 45 m.

Degut a la naturalesa de les immersions realitzades per a fer el recompte de llagostes (recorreguts llargs a gran fondària), el mostreig es limita a 45 m. de fondària; amb l'excepció d'un dels transectes (la barda del sastre), que s'allarga fins a

55 m. de fondària ja que es tracta d'una zona d'interès llagostaire prou conegut. Som conscients de que per sota de les àrees mostrejades encara poden quedar zones riques en llagostes. La repetició del mateixos transectes cada any ens permet determinar l'evolució de la població; aquesta és una informació indispensable per poder decidir qualsevol modificació en la gestió de l'Àrea protegida.

Mètode

Per al seguiment de la cohort dels Arquets es va establir un recorregut que es va anar repetint periòdicament. Per obtenir dades de les mides dels individus es feien macrofotografies de 13 x 18 cm; amb un marc de referència que incorporava un regle de precisió milimètrica per poder-hi comparar la mida dels individus fotografiats.

Els mostreigs han estat realitzats per escombrat de les zones amb ajut de llums halògens. Encara que molt variables d'un lloc a l'altre, la mida més freqüent dels transectes s'aproxima a un rectangle de 100 x 10 m. Dins de cada transecte, s'han comptat totes les llagostes observades, anotant la mida dels individus, el lloc i la fondària on havien estat vistos.

Per a estimar la mida durant els transectes s'ha utilitzat la longitud total (L), entesa com la distància des de la base de les antenes fins a l'extrem apical del telson. Les talles s'han estimat amb un regle com a referència, ordenant-les en 4 classes discretes:

1. JUVENIL	L < 10cm.
2. PETITA	10cm. < L < 20cm.
3. MITJANA	20cm. < L < 30cm.
4. GRAN	L > 30cm.

Taula 1. Llagosta (Palinurus elephas). Distribució per fondàries de la població censada en la zona estrictament protegida el 2000.

Fondària(m)	Juvenils	Petites	Mitjanes	Grans	Total
0-5	0	0	0	0	0
5-10	1	0	0	0	1
10-15	8	0	0	0	8
15-20	4	0	0	0	4
20-25	2	1	1	0	4
25-30	10	1	0	0	11
30-35	12	1	1	2	16
35-40	0	2	2	2	6
40-45	1	2	8	3	14
45-50	2	4	3	4	13
50-55	2	1	0	0	3
55-60	-	-	-	-	-

Aquesta estima de 10 en 10 cm. permet una ràpida classificació de la talla amb un error despreciable.

RESULTATS

Mida de la població de llagostes el 2000

Les taules 1 i 2 representen els recomptes realitzats per estimar la mida de la població de llagostes de la zona estrictament protegida, així com l'estructura de talles d'aquesta i la seva distribució en fondària. El nombre total d'individus comptats ha estat de 80.

La figura 1 mostra la distribució dels individus trobats a les illes per fondàries, diferenciant-ne les talles. Es pot observar que gairebé tots els individus superiors a la talla 1 han estat trobats per sota de la isobata de 30 m. Només 3 individus majors de 10 cm han estat trobats per sobre d'aquesta isobata, en dues àrees allunyades de les zones d'immersió més habituals. Dels 28 individus trobats entre 0 i 30 m., 23 eren juvenils de primer any que generalment busquen refugi en aigües someres.

Taula 2. Llagosta (Palinurus elephas). Estructura de Talles de la població censada en la zona estrictament protegida el 2000.

Classes de talla	Nombre d'individus
JUVENILS	42
PETITES	12
MITJANES	15
GRANS	11

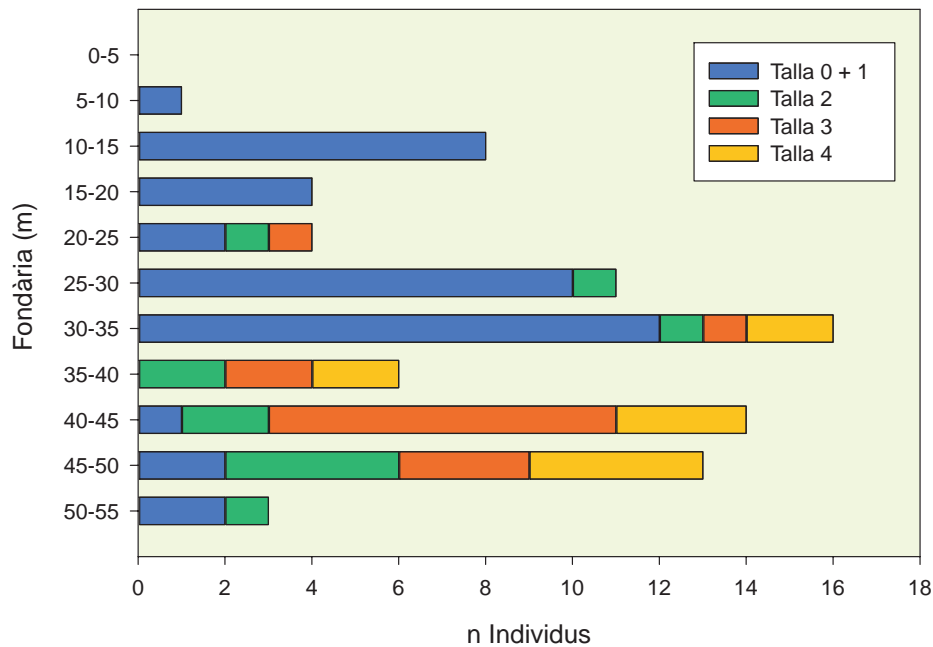


Figura 1. Llagosta (*Palinurus elephas*). Distribució per fondàries de la població censada en la zona estrictament protegida el 2000.

La figura 2 representa l'estructura de talles de la mostra. Hom pot observar que la proporció d'individus de classe petita o juvenil ($L < 20$ cm.) és del 67,5%, els quals són immaturs -la femella de menor mida que s'ha trobat amb ous és de $L = 19$ cm. mentre que la talla mitjana de maturitat: talla en que el 50% de les femelles són aptes per a pondre, està entre 21,5 i 24,5 cm. (Marín, 1987)-; d'aquests, el major nombre són juvenils reclutats el mateix any. Cal remarcar també, que la proporció d'individus de $L > 30$ cm. és només el 13,75% i aquesta és la classe de talla més fecunda -la mitjana d'ous trobats per femella ovada de $L = 23$ cm. és de 13.000 mentre que les femelles ovades de $L = 34$ cm. duen al voltant de 134.000 ous (Marín, 1987)-.

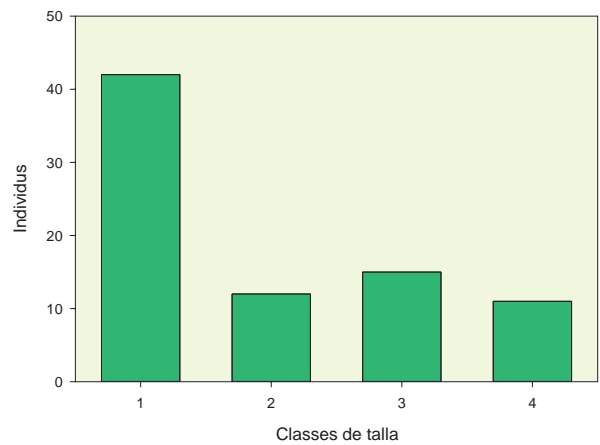


Figura 2. Llagosta (*Palinurus elephas*). Estructura de Talles de la població censada en la zona estrictament protegida el 2000.

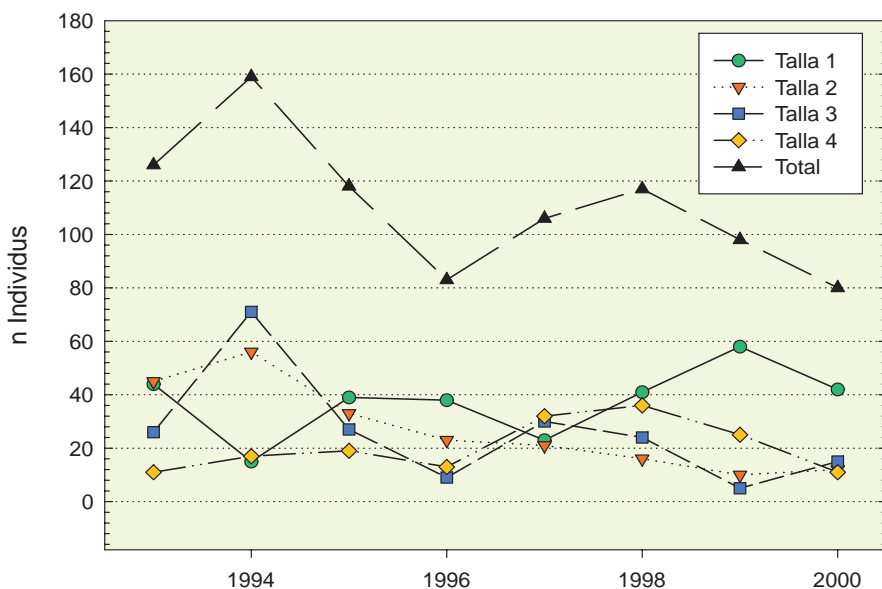


Figura 3. Llagosta (*Palinurus elephas*). Evolució del nombre d'individus de cada categoria i nombre total al llarg dels anys en la zona estrictament protegida des de l'any 1993 al 2000.

La figura 3 mostra l'evolució del nombre d'individus de cada categoria al llarg dels anys. S'observa que els individus de les talles 2 i 3 han disminuït clarament.

Estudi del reclutament

Les figures 4, 5 i 6 descriuen l'evolució de les cohorts estudiades a la zona dels Arquets. El gràfic 4 representa les mides dels cefalotoraxs dels individus trobats als Arquets els anys 1998, 1999 i 2000. S'observen tres grups de dades ben separats entre ells; que corresponen als episodis de reclutament dels tres anys.

La figura 5 mostra l'evolució de la mida mitjana del cefalotorax. S'observa un creixement mitjà de 8mm en 3 mesos l'any 1998, de 7,6mm l'any 1999 i de 7,3mm l'any 2000. El creixement apareix discontinu amb una alternància de períodes d'augment de la variància i creixement limitat i períodes de disminució de la variància i creixement més acusat.

La figura 6 mostra l'evolució de les densitats a diferents fondàries al llarg del temps. S'observa que els mesos d'estiu la major densitat es troba entre 10 i 15 metres; després el pic es desplaça cap a major fondària. Les densitats a poca fondària disminueixen clarament a partir de mitjans

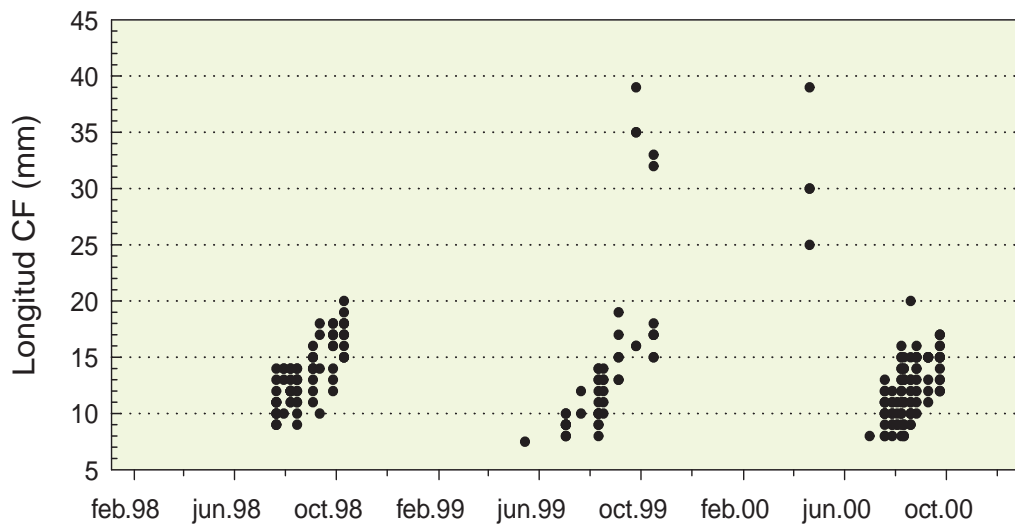


Figura 4. Llagosta (*Palinurus elephas*). Dades de les mides dels cefalotoraxs dels individus censats als Arquets els anys 1998 a 2000.

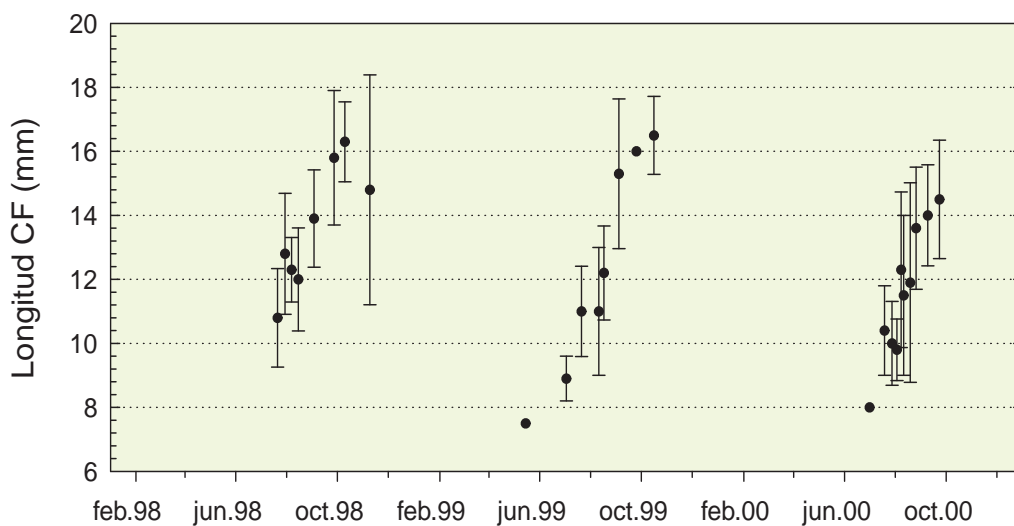


Figura 5. Llagosta (*Palinurus elephas*). Evolució de les mides mitjanes del cefalotorax de les cohorts dels Arquets dels anys 1998 a 2000.

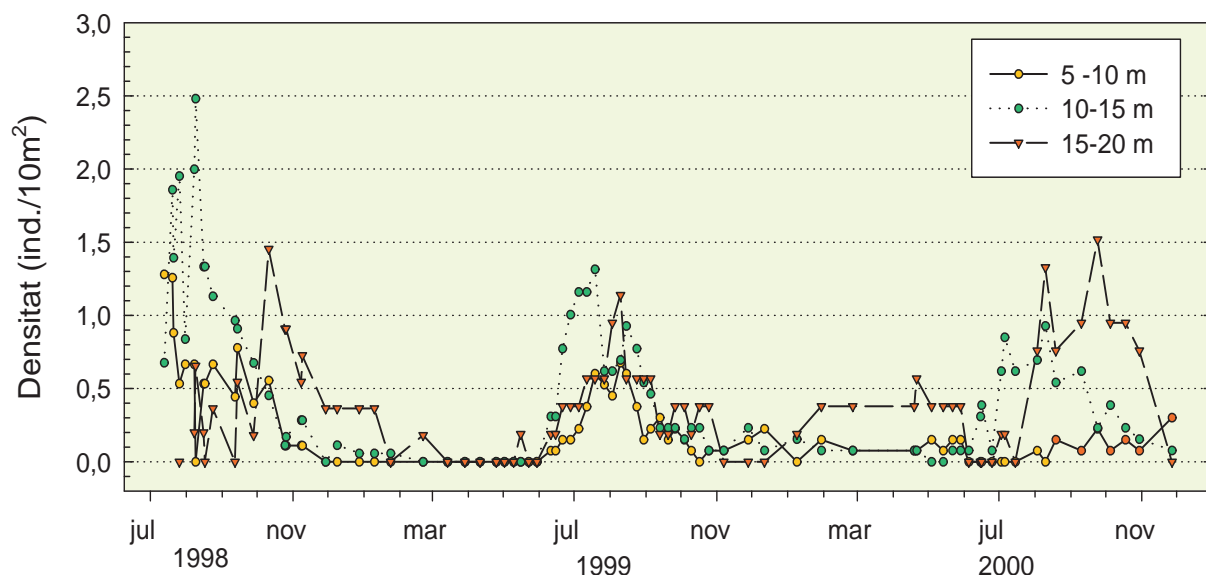


Figura 6. Llagosta (*Palinurus elephas*). Evolució de les densitats per fondàries dels Arquets els anys 1998 a 2000.

d'agost; simultàniament, la densitat entre 15 i 20 metres augmenta fins a l'inici de la tardor (setembre-octubre) i a partir d'aquí va baixant.

DISCUSSIÓ

Enguany s'ha tornat a observar una disminució en el nombre total d'individus trobats a les illes Medes respecte als anys anteriors i el valor -80 individus- representa el mínim des de l'inici del seguiment de la població de llagostes a les illes Medes.

Vista l'evolució del nombre total d'individus comptats, creiem que el valor de l'any 1994 -161 individus- va ser excepcionalment alt i que la població de llagostes de les illes al setembre gira al voltant de la centena d'individus. Tot i amb això, sembla que es tendeix a una disminució de l'abundància.

Donat que els valors d'abundàncies de les talles 2, 3 i 4 han estat molt baixos els darrers 2 anys, la davallada experimentada per l'abundància total d'aquest any es pot explicar, en part, per un menor nombre de reclutes trobats el 2000 respecte a l'any anterior, tot i que seria necessari obtenir més dades de posteriors reclutaments per intentar obtenir una correlació directa, que ajudaria molt a la seva gestió.

A la zona de la Pota del Llop s'han tornat a observar molts individus -17- en la seva part més fonda -entre 40 i 50 metres-. El Montnegre continua presentant un nombre baix d'individus. Aquestes variacions en les diferents zones d'un

any respecte a l'altre semblen episodis normals de desplaçaments de les llagostes.

El reclutament detectat aquest any ha estat més feble que els dos anys anteriors, fet que s'ha traduït en un decrement dels juvenils al recompte del setembre fet a la zona estrictament protegida. Els reclutes en fase post-*puerulus* han estat observats en forats de dàtil com els anys anteriors.

L'evolució de la distribució per fondàries confirma que el reclutament es produeix a poca fondària i que posteriorment hi ha una migració cap a cotes més fondes, quan els forats de dàtils queden massa petits per als individus que ja han assolit una certa mida, alhora que disminueix la densitat ja sigui per migració fora de la zona de mostreig o per mort dels individus. Al final de la tardor, la cohort controlada havia desaparegut gairebé completament de l'àrea de mostreig. No és possible quantificar amb les dades actuals quina proporció ha estat depredada i quina ha migrat fora de l'àrea de mostreig. Caldrà trobar un mètode fiable de marcatge d'aquests individus petits i augmentar l'àrea de treball per poder-ne controlar les migracions.

La revisió de les dades d'anys anteriors ens mostra que aquests episodis de fort reclutament es van repetint de forma irregular. Alguns anys de bon reclutament han estat seguits d'altres en que aquest ha estat més pobre. Degut a la correlació entre nombre de reclutes i nombre en la població adulta (Phillips 1986) es podria dir que els anys 1995 i 1996 haurien estat anys bons al igual que el 1998 i el 1999, mentre que els anys 1994,

1997 i 2000 haurien estat dolents pel què fa al reclutament.

Efecte reserva

Les variacions del nombre d'individus detectades en estudis de marcatge-recaptura ens fan pensar que hi ha migracions entre l'Àrea Estrictament Protegida i altres zones de la costa propera. Donada la mobilitat d'aquesta espècie, resulta evident que la protecció d'un espai tan reduït com són les illes Medes no afecta a tota una població sinó a una part d'aquesta. Caldria ampliar l'àmbit de mostreig per a detectar els límits geogràfics d'aquesta població; aquest mostreig caldria fer-lo seguint el sistema de marcatge i recaptura amb marques permanents amb la metodologia clàssica de pesqueries, complementada amb el seguiment d'alguns individus mitjançant radio-tracking.

Aquest any s'ha iniciat un estudi de marcatge-recaptura al Medellot i a Punta Salines, amb el sistema usat l'any 1995, en un experiment dissenyat per establir el temps de residència de les llagostes en aquestes zones, amb l'objectiu de determinar la importància de la protecció de pesca en el seu cicle vital. Els resultats d'aquest estudi, que continuarà encara tota la tardor, seran inclosos en la memòria de l'any 2001.

La distribució en fondàries mostra una certa segregació de mides deguda, potser, a una fugida dels individus més grans de les aigües superficials on hi ha major densitat de predadors naturals com neros, serrans, tords o pops (Marin, 1987) i d'escafandristes.

Sembla que la tendència de la població de llagostes és disminuir el nombre total d'individus i augmentar la proporció d'immats, els quals presenten alts i baixos en la seva abundància depenent de l'èxit del reclutament de cada any. Aquests resultats ens fan pensar que aquesta espècie es troba en regressió.

Efecte freqüentació

A finals de setembre es va observar un episodi d'agressió per part d'escafandristes quan, en mancar una de les boies dels centres turístics d'escafandrisme, s'els va donar permís per anar al

Medellot encara que fes bon temps. Durant uns dies s'hi van fer de l'ordre de quatre viatges al dia. Coincidint amb aquelles dates es feia una ocasió de mostreig de marcatge i recaptura. El dia 27 de setembre es va observar una disminució d'individus respecte al dia 25 i es varen trobar les dues banyes d'una llagosta arrencades sobre el fons, una d'elles havia estat marcada el dia 25 i, per tant, se sap que es tractava d'un individu d'entre 20 i 30 cm de LT.

A la vista d'aquests resultats continua siguent recomanable l'extrema prudència en la gestió de la reserva per tal de no degenerar cap a una situació més negativa per a la població de llagostes. Cal conscienciar al col·lectiu d'escafandristes usuaris de la reserva per a que siguin molt respectuosos amb els reclutes que poden observar a poca fondària i que no promoguin visites als punts on es troben les llagostes adultes, cosa d'altra banda ben factible donat que, avui en dia, gairebé tots els individus es troben en punts poc o gens visitats; l'alta concentració de llagostes en algunes zones de l'illot del Medellot durant certes èpoques de l'any, desaconsellen la ubicació de cap boia per a escafandristes en aquest illot. L'episodi observat al setembre, coincidint amb una gran aflluència de vaixells de centres turístics d'immersió demostra que hi ha un destorb directe a l'espècie per agressió per part d'alguns escafandristes.

BIBLIOGRAFIA

- Marin, J. 1987. *Exploitation, biologie et dynamique du stock de langouste rouge de Corse* *Palinurus elephas Fabricius*. Tesi doctoral. Université d'Aix Marseille II. Faculté des sciences de Luminy.
- Phillips, B.F. 1986. Prediction of commercial catches of the western rock lobster *Panulirus cygnus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 2126-2130.
- Hunter, E. 1999. Biology of the European spiny lobster, *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) (Decapoda, Palinuridea). *Crustaceana*, 72: 545-565.
- Kittaka, J. & Ikegami. 1988. Culture of the palinurid *Palinurus elephas* from egg stage to puerulus, *Nippon Suisan Gakkaishi*, 54: 1149-1154.

SEGUIMENT DE LA POBLACIÓ DE MEROS (*Epinephelus marginatus*) I D'ALTRES ESPÈCIES VULNERABLES DE LES ILLES MEDES I LA COSTA VEÏNA PARCIALMENT PROTEGIDA (1991-2000).

Antoni GARCIA-RUBIES¹, Bernat HEREU² i Mikel ZABALA²

¹ Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC). Ctra de Sta Bàrbara s/n., Blanes 17300 (Girona).

² Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Avinguda Diagonal 645, Barcelona 08028.

INTRODUCCIÓ

No hi ha grup d'organismes marins per als que sigui més fàcil justificar la necessitat de conservació que els peixos. Encara que només sigui des d'una perspectiva utilitària (Kellert, 1986) els peixos poseeixen valor comercial com font d'aliments, d'activitats esportives i per al lleure. En temps recents, el desenvolupament del buceig amb escafandre autònom ha obert un vast camp per al "fishwatching" amb considerables repercussions econòmiques sobre el turisme costaner. Els peixos procuren plaer estètic i, a l'igual que els ocells als ecosistemes terrestres, gaudeixen d'un estatus preferent entre les nostres preferències.

Precisament el seu valor comercial sumat a la seva accessibilitat ha fet de molts peixos costaners l'objecte d'una intensa persecució des de l'inici de les civilitzacions; per raons històriques obvies aquesta pressió ve de més antic i és més intensa a les ribes mediterrànies (Dupuy & Harmelin, 2000). El resultat ha estat una sobre-explotació de les poblacions que a hores d'ara tenen en molts casos dificultats per a superar una profunda depressió demogràfica. Les mesures de gestió pesquera convencionals, basades en la regulació de les mides mínimes de captura i de l'esforç de pesca, s'han demostrat en general incapaces de revertir la situació. Ultra les dificultats de garantir l'aplicació d'aquestes mesures en el tradicionalment descontrolat domini marí mediterrani, una explicació molt plausible d'aquesta fallida apunta a l'excessiva rarefacció dels reproductors que sovint es troben tan dispersos que no poden assolir la massa crítica per a una reproducció eficaç. Les Àrees Marines Protegides (AMP) suposen una alternativa que ha demostrat una elevada eficàcia en la recuperació de moltes espècies de

peixos litorals, especialment les associades a fons rocosos i fortament sedentàries (Bonshack, 1990). Tot i la seva profusió (vegeu Sanchez-Lizaso et al., 2000 per a una revisió bibliogràfica), molts dels treballs que demostren la potencialitat de les AMP per la recuperació de poblacions de peixos descriuen una situació estàtica o excessivament discreta en el temps; de forma que hom perd molta de la informació d'interès demogràfic que es derivaria d'una projecció sobre l'eix temporal: aspectes com variacions interanuals en el reclutament, els desplaçaments o la mortalitat natural.

No totes les espècies de peixos són igualment apreciades ni perseguides; en conseqüència no totes han sofert la mateixa regressió poblacional ni mostren la mateixa reactivitat a la creació de les AMP. Són precisament les espècies més grans, de més gran valor pesquer les que resulten més vulnerables i les que responen de forma més evident a l'efecte "reserva" que es crea a l'interior de les AMP (García-Rubies & Zabala, 1990; Harmelin et al., 1995; García-Rubies, 1997). És sobre aquestes espècies sobre les que vàrem centrar el seguiment de la població íctica de la AMP de les Illes Medes des del seu inici en 1991. Com espècie especialment emblemàtica, el mero (*Epinephelus marginatus*) va merèixer una consideració especial, però la imatge que projecta l'evolució de la seva població es veu sensiblement enriquida pels detalls que forneix l'evolució de les altres sis espècies altament vulnerables: el déntol (*Dentex dentex*), el sarg imperial (*Diplodus cervinus*), el llobarro (*Dicentrarchus labrax*), el corball (*Sciaena umbra*), la dorada (*Sparus aurata*) i el pagre (*Pagrus pagrus*). Evidentment, aquests peixos són els que presenten una resposta més espectacular a qualsevol mesura que limiti o prohibeixi

xi llur explotació i, per tant, es poden considerar, junt amb el mero, com indicadors de l'anomenat "efecte reserva" (que no és altra cosa que el reflex invers de l'efecte de la pesca) i veritables termòmetres de l'estat de conservació de qualsevol zona protegida.

A més de documentar l'efecte positiu de la AMP en la capitalització de patrimoni íctic, com a font de repoblació dels caladors circumdants, com a reservori de biodiversitat i per a la seva exhibició "museística", aquest seguiment persegueix l'objectiu secundari de detectar l'existència de pràctiques il·legals d'extracció furtiva; la utilitat més evident d'aquest segon objectiu és assessorar als responsables de la gestió de la AMP sobre l'adequació o la suficiència de les mesures de vigilància en vigor. En l'informe de 1997 hom expressava la preocupació sobre l'evolució de les poblacions d'alguna d'aquestes espècies, que semblaven reflectir l'existència d'un cert nivell d'extracció furtiva. Evidentment aquesta era només una de les possibles hipòtesis que expliquessin les variacions observades d'un any a l'altre. Tot i no descartar-la en absolut, hom no ha d'oblidar que les poblacions de peixos estan sotmeses a una certa variabilitat natural independent del nivell d'explotació o de protecció a la que puguin estar sotmeses. També s'ha de tenir en compte que algunes d'aquestes espècies presenten un rang de moviments que pot ultrapassar els límits de la zona protegida, la qual cosa implicaria que, de fet, l'espècie només estaria parcialment protegida. Aquest podria ser sobretot el cas del llobarro, la daurada o el déntol. La comparació entre anys consecutius pot, en qualsevol cas, il·lustrar si els canvis observats tenen una tendència temporal determinada, o si són sobtats i aparentment inexplicables, com aparentment varen ser-ho el 1997. En aquest sentit, darrerament han estat observats certs canvis en la ictiofauna de la Mediterrània que indueixen a pensar en que hom es troba al davant d'una etapa de transició en la que es produeix una notable entrada de noves espècies d'afinitats meridionals que, o bé senzillament apareixen en zones a on eren desconegudes, o bé incrementen de manera sensible llurs abundàncies (Francour et al., 1994).

L'efectivitat de les mesures de protecció endegades a les Illes Medes s'ha fet plenament palesa en el cas de la població de meros. Si més no, així ho demostra de manera prou evident el fet de que la població és del tot funcional, en el sentit que ha estat la primera de la Mediterrània Occidental en la que ha estat observada la reproducció de

l'espècie. El fet, descobert arrel d'aquest estudi de seguiment l'any 1996 (Zabala et al., 1997a i 1997b), s'ha anat repetint cada estiu des d'aleshores, de tal manera que si la reproducció de l'espècie depenia de certs paràmetres demogràfics sembla que aquests ja es varen assolir plenament el 1996. Tot i que molt probablement el mero ja es reproduïa a les Medes des de feia alguns anys, l'estudi del seguiment temporal dels meros ha servit per tipificar quins han estat i quins són els paràmetres de la població requerits per a que l'espècie es pugui reproduir.

OBJECTIUS

Els objectius concrets d'aquest seguiment sistemàtic no varien dels anys passats; resumint el que hom intenta és comprovar quina és l'estructura de talles i demogràfica de la població i llur evolució temporal a la reserva de les Medes des de 1991. A més, les dades representen una bona base a partir de la qual comparar l'evolució d'altres zones protegides totalment o parcial de recent creació (cas del Cap de Creus).

És també especialment interessant mantenir el seguiment de l'evolució de la zona de protecció especial que es troba entre el Molinet i la Punta Salines, i comprovar quin és l'efecte específic de la caça submarina (la única prohibida en la zona) sobre les poblacions d'aquestes espècies. I per a fer-ho més seriosament, hom ha mantingut el tipus de presa de dades repetit (4 vegades) que va iniciar-se el 1998, ampliant el mateix tipus d'estudi a la zona veïna, no protegida, que va de la Pta. Salines al Negre del Falguer. La comparació entre ambdues zones pot ser molt esclaridor a l'hora d'esbrinar quin és l'efecte real de la protecció parcial endegada al Molinet i que se segueix anualment des de 1995.

MATERIAL I MÈTODES

L'estudi es basa en el mètode de presa de dades visual (Harmelin-Vivien et al., 1985) habitualment emprat des de 1991; és a dir: inventaris d'una a dues hores de durada, fets sobre corredors llargs, situats al voltant del perímetre de les illes Medes. La presa de dades segueix les pautes habitualment emprades en aquest seguiment; és a dir: l'observador es desplaça nedant lentament, aproximadament a 1 m del fons, inspeccionant tots els caus del fons, i cobrint visualment una amplada

mínima d'uns 10 m, a banda i banda. Quan es veu un exemplar, s'apunta la fondària a la que es troba i se'n fa una estima de llur longitud total, comparant la mida del peix amb la d'una barra d'1 m usada com a referència. Si l'exemplar reposa sobre el fons (la qual cosa no és infreqüent entre els meros) es mesura exactament la longitud de substrat ocupada pel peix. D'aquesta manera s'obtenen dades sobre la densitat d'exemplars per zona, la fondària i l'hàbitat en les que es troben, així com de la distribució de talles de les poblacions estudiades.

Les zones a on s'han fet els censos són les mateixes dels anys anteriors (Figura 1); és a dir: han estat efectuats 4 recorreguts repetits a la zona del Tascó Petit- Carall Bernat i les Ferranelles, que fou a on, en l'inici del seguiment (1991) es comprovà una més elevada densitat d'exemplars, complementats per diferents recorreguts puntuals a la Meda Petita i Freuetó (MP), de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV), i del Salpatxot a la Cova de la Vaca, Medellot inclós (SCV). Els recorreguts repetits s'han dividit des de 1992 en sub-sectors: els voltants del Tascó Petit, del Tascó Petit al Carall Bernat i la zona compresa entre el Carall Bernat i el Tascó Gros integren el recorregut anomenat Tascó Petit - Carall Bernat (TCB);

els voltants de les Ferranelles i el freu entre el Carall Bernat i el Tascó Gros componen el segon dels recorreguts repetits (Figura 1). Com a excepcions a aquest protocol, l'any 1995 només es varen mostrejar els corredors replicats (TCB i FETG), en coincidir l'estudi amb el que es dugué a terme sobre la ictiofauna a la costa del Montgrí. El sector situat entre el Carall Bernat i el Tascó Gros (CBTG) se solapa en ambdós corredors repetits (TCB i FETG), per la qual es mostra fins a 8 vegades per any. Enguany, el nombre de meros en aquest sector (CBTG) en cada cens ha estat promitjat per a cada dia a fi d'igualar el nombre de recomptes a 4 (Underwood, 1998). El valor mitjà obtingut s'inclou en el cens corresponent al recorregut TCB. Aquests recomptes repetits forneixen dades sobre el grau de variació a curt termini i permeten l'aplicació de mètodes d'inferència estadística per a comparar, mitjançant una anàlisi de la variança de mesures repetides, les possibles variacions entre anys, i a petita escala, del nombre d'individus.

Les comparacions entre el nombre de meros obtingut a les diferents zones s'han fet emprant una anàlisi de la χ^2 (Zar, 1984) entre els valors observats i els esperats (respecte dels anys precedents). Diferències significatives en els nombres

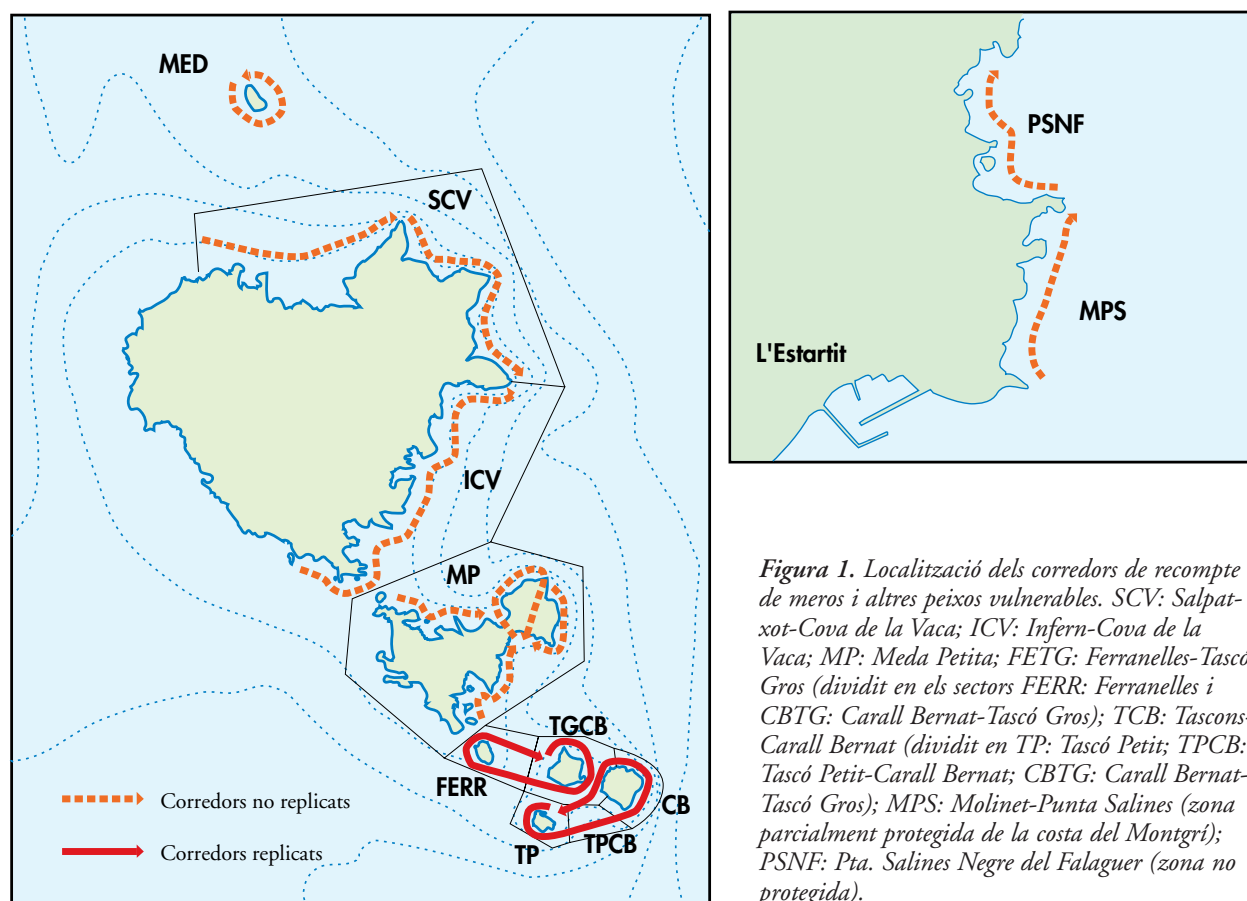


Figura 1. Localització dels corredors de recompte de meros i altres peixos vulnerables. SCV: Salpatxot-Cova de la Vaca; ICV: Infern-Cova de la Vaca; MP: Meda Petita; FETG: Ferranelles-Tascó Gros (dividit en els sectors FERR: Ferranelles i CBTG: Carall Bernat-Tascó Gros); TCB: Tascons-Carall Bernat (dividit en TP: Tascó Petit; TPCB: Tascó Petit-Carall Bernat; CBTG: Carall Bernat-Tascó Gros); MPS: Molinet-Punta Salines (zona parcialment protegida de la costa del Montgrí); PSNF: Pta. Salines Negre del Falaguer (zona no protegida).

absoluts o entre les mitjanes anuals dels recorreguts repetits no impliquen necessàriament l'existència de variacions relacionades amb el temps transcorregut des que s'inicià el seguiment (1991 pels meros i 1992 per a la resta d'espècies). Aprofitant que la sèrie de dades anuals ja és prou elevada, hom ha comprovat si els canvis observats en els paràmetres de les poblacions s'ajustaven significativament a una funció lineal del temps (Zar, 1984).

El nombre real d'individus observats en la zona protegida de les illes Medes ha estat calculat sumant els valors mitjans dels recorreguts repetits als quals se'ls hi han afegit el valors instantanis obtinguts en els corredors no replicats. Aquest valor anual que inclou el valors promitjats i els instantanis, és el que ha estat utilitzat com a variable dependent del temps a l'hora d'establir les possibles relacions entre ambdues variables.

A més a més, i en el cas particular del mero, hom ha transformat les talles estimades a edats (segons la relació talla - edat fornida per Chauvet, 1988) a fi d'establir l'estructura demogràfica de la població de la zona protegida de les illes Medes. A partir de la distribució d'edats obtinguda hom pot calcular la quantitat d'individus immadurs (<5 anys), de femelles potencialment madures (>5< 12 anys) i de mascles potencials (>12 anys), així com l'evolució temporal d'aquesta distribució.

Hom repeteix en aquesta memòria el que ja estat esmentat les anteriors; és a dir: el nombre d'exemplars de qualsevol de les espècies estudiades és una estima indicadora més que la quantitat real d'individus que es troben en la zona protegida de les illes Medes. Com sigui que el protocol de presa de dades ha estat fet a mida pels meros, el submostreig de la resta d'espècies és segurament força més acusat.

A partir de les longituds totals estimades de cadascun dels individus observats s'han calculat les talles mitjanes anuals; com sigui que a partir d'un augment o una disminució significativa de la mida mitjana no es pot inferir - tot i ser un bon indicador - quines són les variacions anuals de l'estructura de talles de la població, és per això que s'ha establert anualment la distribució de freqüències de talles de cada espècie, tenint en compte les talles màximes i mínimes (rang), i les talles modals, medianes i el biaix de la distribució. Això dona un coneixement molt més complet de l'estructura de talles i es poden comparar les diferències entre anys consecutius, o paral·lels d'anys, mitjançant una anàlisi de comparació de

freqüències de Kolmogorov - Smirnov (Sokal & Rohlf, 1979; Zar, 1984).

Les possibles relacions lineals entre el temps i les talles han estat calculades a partir dels valors mitjans (seguint Underwood, 1998), i no de les mides de cadascun dels individus observats cada any (com suggeria Zar, 1984). El canvi de valors puntuals a valors mitjans fa que el coeficient de regressió (cas de produir-se la relació) sigui més elevat i expliqui un percentatge més alt de la variància, tot i que degut al nombre limitat de casos (un per any) el nivell de significació estadística sigui més difícil d'assolir.

Com ja ha estat esmentat, enguany també s'han inclòs en aquest estudi la zona parcialment protegida del Molinet (del Molinet a la Punta Salines) i la zona no protegida compresa entre la Punta Salines i el Negre del Falaguer (Figura 1). En ambdues zones s'han efectuat 4 censos d'una hora, sobre les mateixes espècies i seguint el mateix protocol emprat en la presa de dades de la zona totalment protegida de les illes Medes.

A la zona del Molinet a la Pta. Salines, les dades instantànies d'abundància de 1994, 1995 i 1997 han estat comparades entre elles i les mitjanes resultants dels censos replicats el 1998 i el 1999, mitjançant un test de la χ^2 (Zar, 1984). Les dades mitjanes obtingudes a la zona parcialment protegida corresponents als anys 1998, 1999 i 2000, i les dels anys 1999 i 2000 entre la zona parcialment protegida i la no protegida de la Pta. Salines al Negre del Falaguer han estat comparades amb una anàlisi de la variança mixte de dos factors: un de fixe (protecció parcial i no protecció) i un d'aleatori (any). Tot i que hom ha intentat que les dades originals o transformades s'ajustessin a les premisses requerides per aquest tipus d'anàlisi, això no sempre ha estat possible; en tot cas, s'ha aplicat l'anàlisi ja que els mètodes no paramètrics alternatius tampoc no solucionen els problemes derivats de la no normalitat de les dades i d'independència entre les mitjanes i variances (Underwood, 1998). El programa utilitzat per a realitzar tots els càlculs ha estat el paquet estadístic STATISTICA (Stat-Soft ©, 1995).

RESULTATS

El mero (*Epinephelus marginatus*)

El nombre observat de meros al voltant de les Illes Medes experimenta un cert increment res-

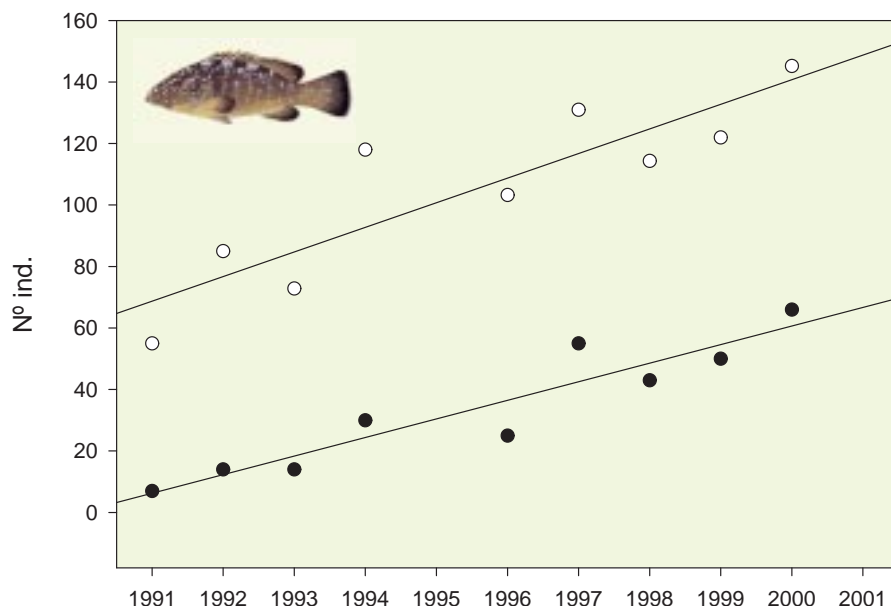


Figura 2. El número total de meros tendeix a incrementar-se linealment en funció dels anys tot i les variacions d'un any a l'altre i el relatiu estancament de la població en els darrers anys. Amb punts negres hom pot veure l'evolució anual del nombre d'individus total, i amb punts blancs l'evolució a la zona SCV (Salpatxot-Cova de la Vaca), que ha estat la que ha marcat la pauta del nombre d'exemplars a les illes Medes.

pecte dels anys precedents: 133 el 1997, 115 el 1998, 122 el 1999 i 145 el 2000. Aquest augment reforça la tendència positiva que es mantenia des de l'inici i que ara es fa encara més acusada; així ho demostra el bon ajustament del model de regressió lineal entre el temps transcorregut des que s'inicià el seguiment i el nombre total d'exemplars observat anualment (Figura 2). L'in-

crement s'ha produït, en general a totes les zones, llevat de les Ferranelles i els Tascons. En qualsevol cas l'augment més acusat s'ha produït en l'amplia zona del Salpatxot a la Cova de la Vaca, després de la relativa estabilització del nombre d'exemplars observat a la zona des de 1997. (Figura 2). A les zones (Taula 1) en les que s'han efectuat recomptes repetits, el nombre mig de

Taula 1. Nombre mitjà i desviació estàndard de meros observats als diferents recorreguts repetits (FETG: Ferranelles- Tascó Gros; TCB: Tascó Petit - Carall Bernat), i nombre instantani observat als recorreguts únics (MP: Meda Petita; ICV: Infern - Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot - Cova de la Vaca).

	FETG	Sd	TCB	Sd	TOTAL	Sd	Valid N
1991	12,00	0,00	25,00	0,00	37,00	0,00	1
1992	19,50	3,87	29,50	5,32	49,00	3,74	4
1993	13,00	3,92	24,88	3,42	37,88	5,07	4
1994	18,50	4,65	37,50	4,30	56,00	7,27	4
1995	16,00	5,66	47,50	8,78	63,50	13,01	4
1996	20,75	2,22	36,50	4,14	57,25	6,06	4
1997	14,00	2,45	39,00	3,87	53,00	4,04	4
1998	12,75	4,57	30,63	4,59	43,38	0,63	4
1999	17,25	3,30	29,75	3,75	47,00	5,73	4
2000	19,00	6,06	30,25	2,02	49,25	4,91	4
	MP	ICV	SCV	TOTAL			
1991	5,00	6,00	7,00	55			
1992	14,00	8,00	14,00	85			
1993	12,00	9,00	14,00	72,875			
1994	21,00	11,00	30,00	118			
1995	-	-	-	-			
1996	14,00	7,00	25,00	103,25			
1997	13,00	10,00	55,00	131			
1998	23,00	5,00	43,00	114,375			
1999	11,00	14,00	50,00	122			
2000	17,00	13,00	66	145,25			

Taula 2. Resum de l'anàlisi de la variància entre les abundàncies totals mitjanes de meros dels recorreguts replicats, i comparacions post-hoc de Tukey entre parelles d'anys

	g.ll.	SS	MS	F	P				
Any	8	0,723	0,090	6,343	< 0.001				
Error	24	0,342	0,014						
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
1992									
1993	0,107								
1994	0,841	0,004							
1995	0,148	0,000	0,903						
1996	0,692	0,002	1,000	0,972					
1997	0,990	0,015	0,999	0,587	0,993				
1998	0,891	0,774	0,139	0,007	0,080	0,379			
1999	1,000	0,279	0,535	0,051	0,374	0,871	0,993		
2000	1,000	0,098	0,861	0,161	0,718	0,993	0,874	1,000	

*Taula 3. Resum dels resultats del test de la χ^2 entre el nombre de meros per zona esperat i l'observat entre parelles d'anys (n.s.: diferència no significativa; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).*

E/O	91	92	93	94	96	97	99
91							
92	29,36 ***						
93	18,38 **	3,30 ns					
94	140,71 ***	25,13 ***	34,21 ***				
96	74,32 ***	10,51 *	19,47 ***	4,92 ns			
97	352,78 ***	125,25 ***	128,36 ***	25,12 ***	39,72 ***		
99	286,21 ***	97,98 ***	20,60 ***	20,60 ***	34,48 ***	5,31 ns	
200	539,44 ***	196,94 ***	200,93 ***	45,74 ***	74,24 ***	8,08 ns	8,65 ns

meros roman si fa no fa constant, sense presentar una tendència temporal clara (Taula 2).

Enguany, la distribució dels meros a les illes Medes no és significativament diferent a la fe fou observada l'any 1999 (Taula 3). Tanmateix, si hom compara els valors de cadascun dels recorreguts entre anys (excepte el 1995, any en què només es varen censar les zones repetides) hom pot comprovar que hi han pregones diferències entre anys, fins i tot consecutius, amb molt poques excepcions (1992 - 1993, 1994 - 1996, i 1997 - 1999). Si hom compara la distribució, en percentatges, de la població de meros a cadascuna de les zones, es fa palès que s'ha produït una progressiva colonització dels espais que, al començament del seguiment (1991) es trobaven més despoblats. Si l'any 1991 una gran part de la població de les illes Medes (un 67% aproximadament) es concentrava a la zona dels Tascons i les Ferranelles, enguany i tot i mantenir un apreciable nombre de meros en termes absoluts, aquesta zona només representa un 32% del total de

meros observats. Ben al contrari, la zona del Salpatxot a la Cova de la Vaca ha passat de representar un 12,7% l'any 1991, fins a més d'un 45% dels exemplars que han estat observats l'any 2000. Tot i que la superfície d'aquesta zona és molt superior a la compresa en els recorreguts repetits de la zona dels Tascons - Carall Bernat - Ferranelles (per la qual cosa la densitat és encara menor) el nombre d'exemplars que a hores d'ara es poden veure al Salpatxot a la Cova de la Vaca s'adiu amb l'amplia superfície d'aquesta ampla zona. El procés esmentat es pot veure gràficament a la Figura 3

Evolució de les talles i les edats

Les talles mitjanes dels meros (Taula 4) experimenten una lleugera disminució (Figura 4a) ajustant bé a una recta de regressió lineal negativa en funció del temps, tant globalment (Lt mitjana = $73.232 - 0.90 t$; $r^2 = 0.50$; $p < 0.05$), com en els recorreguts corresponents a les Ferranelles (Lt

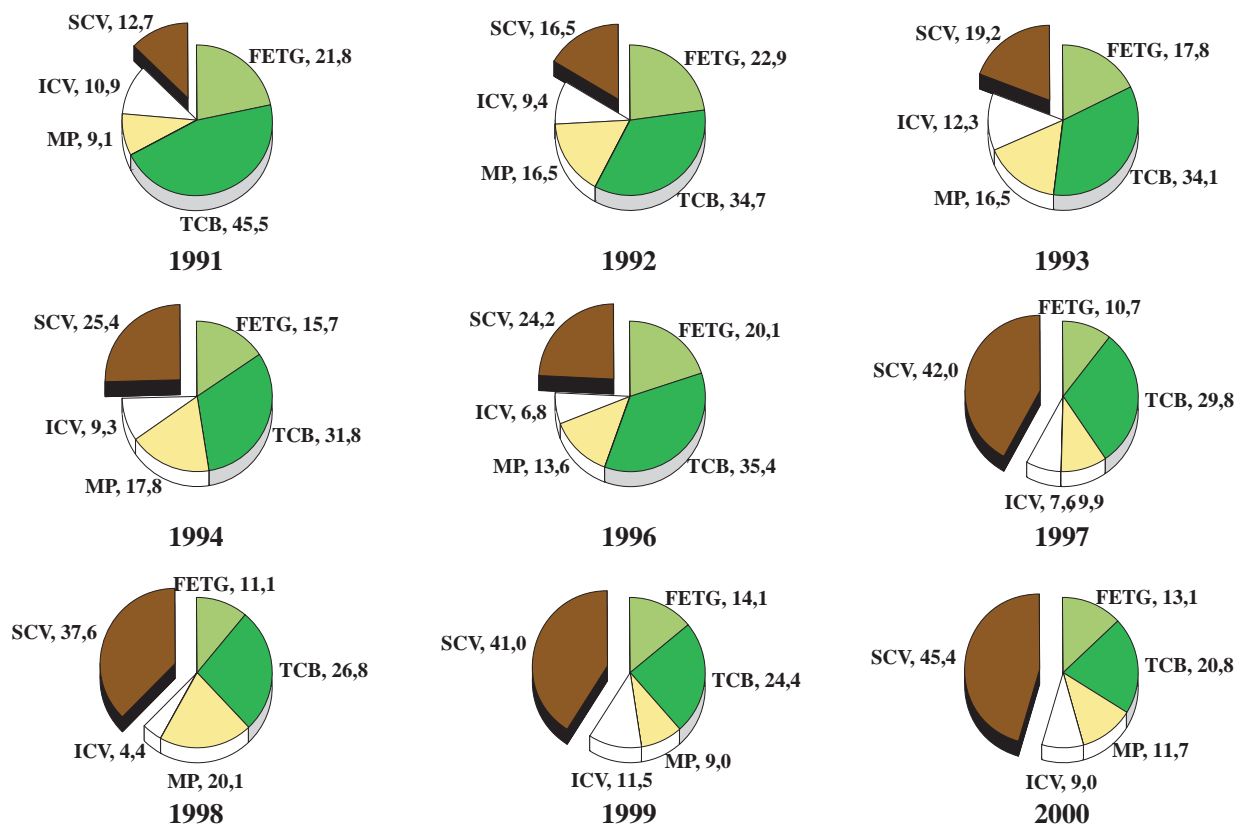


Figura 3. La població de meros a les illes Medes a tendit a re-distribuir-se en les diferents zones en las que s'han pres les dades anualment. A la figura es pot veure com la zona dels recorreguts repetits (TCB i FERR) ha perdut pes respecte de la zona SCV.

Taula 4. Evolució de les talles mitjanes, medianes, màximes i mínimes dels meros de 1991 a 1999. Comparació de l'estructura de talles de la població de meros entre anys aparellats. Resum dels resultats de les anàlisis de Kolmogorov-Smirnov (test K-S).

	Lt. mitjana	Sd	Lt. mediana	Lt. mín	Lt. màx.	Rang	Biaix	N
1991	70,35	21,70	70	35	130	95	0,44	55
1992	73,66	18,83	75	24	120	96	0,03	263
1993	72,70	18,73	70	40	110	70	0,16	245
1994	70,79	19,21	70	35	110	75	0,12	312
1995	66,55	19,40	65	35	110	75	0,45	286
1996	65,03	19,01	63	32	110	78	0,33	303
1997	65,03	19,77	60	35	120	85	0,44	316
1998	68,54	18,91	65	30	120	90	0,77	325
1999	65,97	19,51	60	24	120	96	0,78	291
2000	65,94	17,06	65	35	110	75	0,55	313

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1992	n.s.								
1993	n.s.	n.s.							
1994	n.s.	n.s.	n.s.						
1995	n.s.	p< 0.001	p< 0.01	p< 0.01					
1996	n.s.	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	n.s.				
1997	n.s.	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.01	n.s.	n.s.			
1998	n.s.	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	n.s.	p< 0.01	p< 0.001		
1999	n.s.	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	n.s.	n.s.	p< 0.05	p< 0.05	
2000	n.s.	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	n.s.	p< 0.05	p< 0.01	n.s.	n.s.

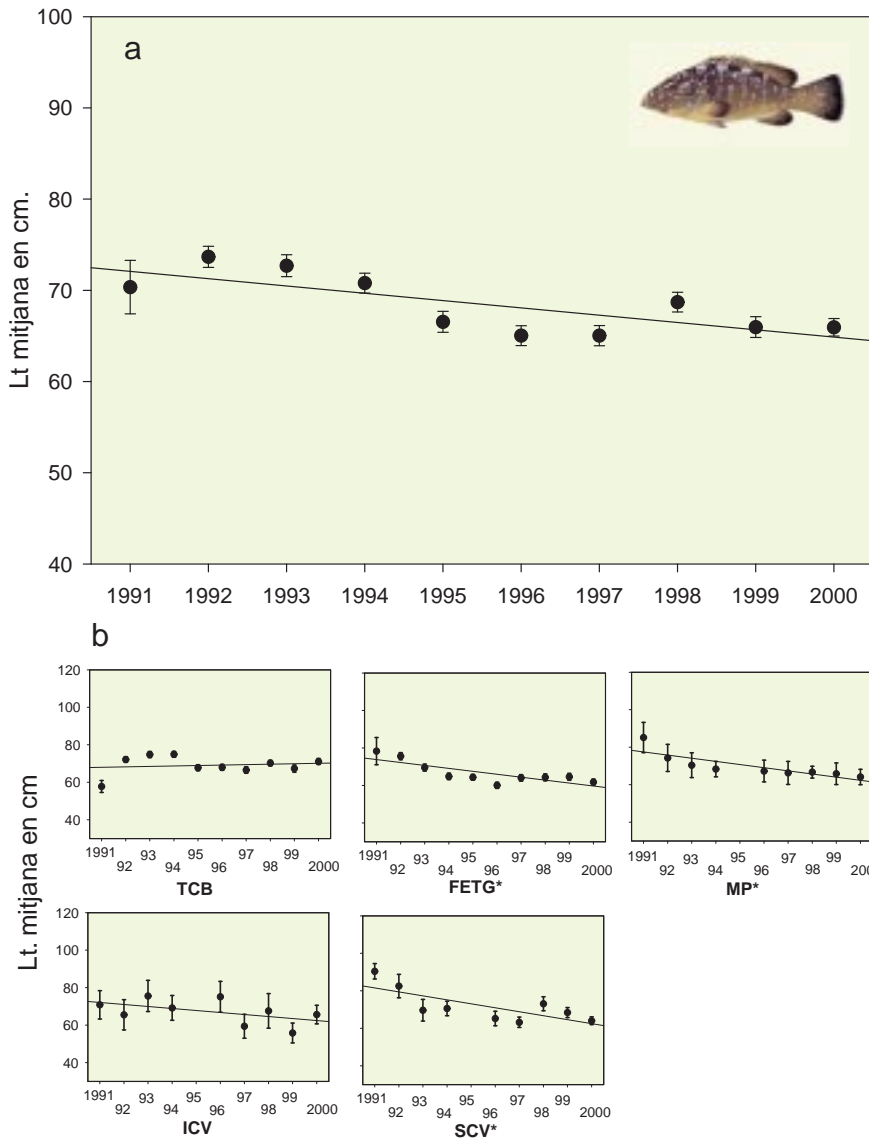


Figura 4. La mida mitjana de la població de meros (\pm Se) es manté constant respecte de 1999 a nivell global (a). La relació negativa entre el temps i les talles mitjanes és manté, però, significativa pel que fa a tota la població, com en els corredors de les Ferranelles (FERR), Meda Petita (MP) i el Salpatxot - Cova de la Vaca (SCV) (b).

mitjana = $76.01 - 1.74 t$; $r^2 = 0.58$; $p < 0.05$), la Meda Petita (Lt mitjana = $79.67 - 1.83$; $r^2 = 0.61$; $p < 0.05$) i el del Salpatxot-Cova (Lt mitjana = $84.10 - 2.24$; $r^2 = 0.45$; $p = 0.05$) (Figura 4b).

La comparació de l'estructura de talles de la població entre anys aparellats dos a dos (Taula 5) demostra el notable canvi que es produí en la població a partir de 1995, respecte dels anys 1992, 93 i 94. Enguany, la talla mitjana ha estat inferior a la dels anys 1998 i 1999 situant-se en valors similars (lleugerament superiors) als que foren observats el anys 1996 i 97, si bé la distribució de talles és similar a la constatada els anys 1998 i 1999. Respecte de 1999 hom observa un lleuger increment dels individus grossos ($60 > Lt < 80$ cm) la qual cosa explica el lleuger augment de la talla mitjana. La talla màxima se situa en 110cm, i la mínima en 35cm. La raó de la disminució de la talla mitjana es deu, sobretot, a l'entrada de nous individus petits ($Lt < 40$ cm) a

Taula 5. Evolució anual de les edats mitjanes dels meros de les illes Medes.

Any	Edat mitjana	Sd	N
1991	11,8	10,4	55
1992	12,1	7,7	263
1993	11,8	7,6	245
1994	11,2	7,3	312
1995	9,9	7,3	286
1996	9,3	6,2	303
1997	9,5	6,9	316
1998	10,7	8,6	314
1999	9,9	8,1	291
2000	9,2	6,0	313

la població (Figura 5). La classe mediana de la distribució de talles del 2000 se situa en 65 cm com en els anys 1998 i 1995. Aquest valor és notablement menor que la mediana constatada

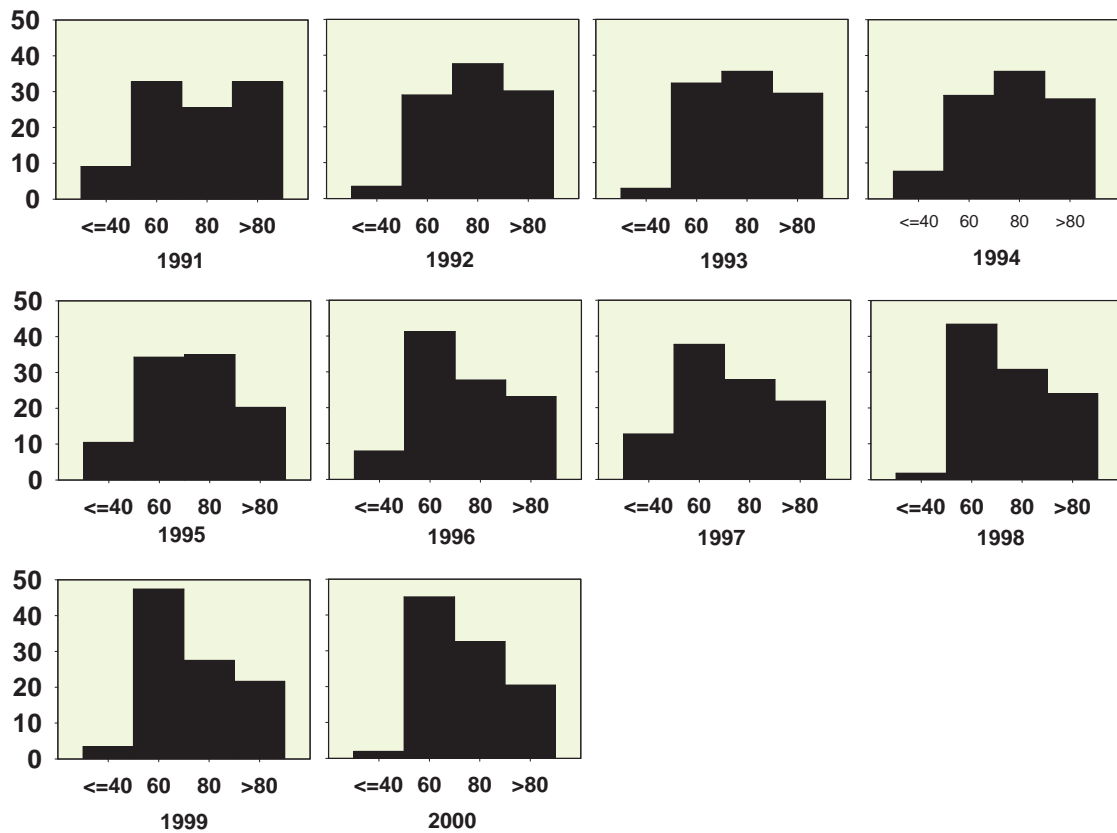


Figura 5. La distribució de les classes de talla dels mers presenta un relatiu augment dels exemplars grossos (Lt. entre 60 i 80 cm) respecte de l'any passat (1999).

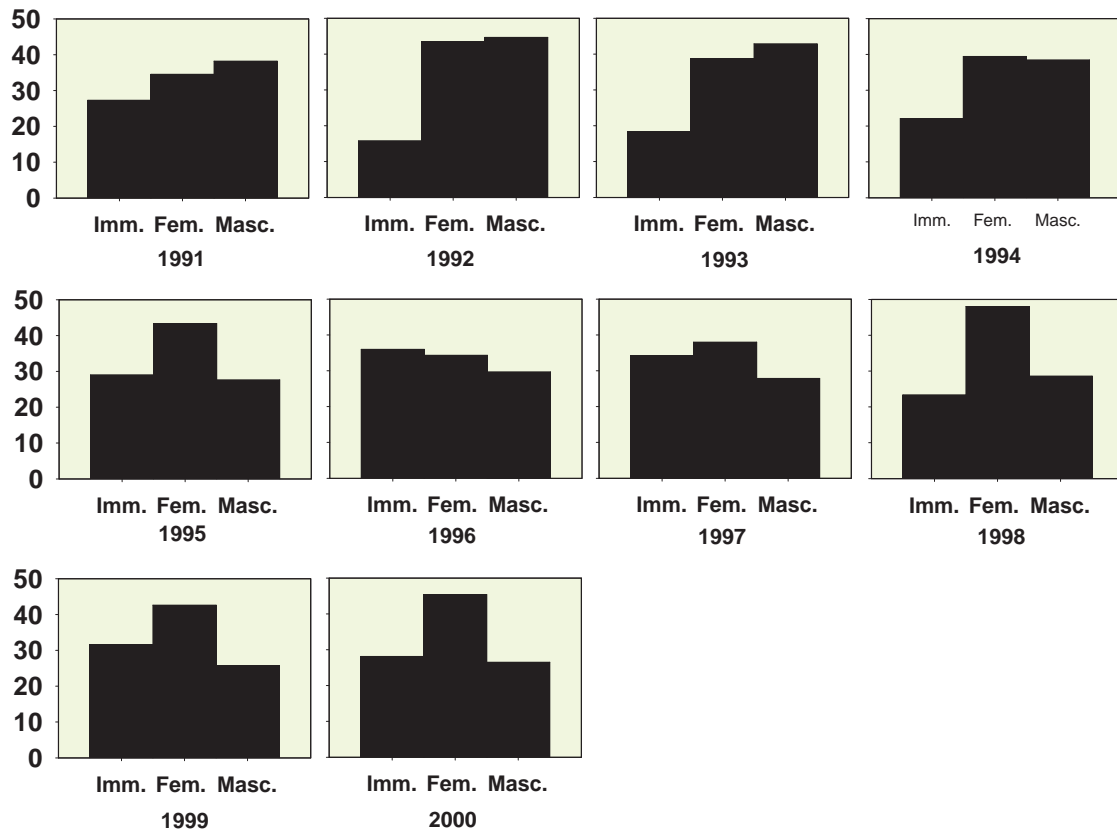


Figura 6. L'any 2000 hom observa que mentre disminueix un xic el nombre relatiu d'exemplars immadurs (< 5 anys), augmenta el de femelles potencials (> de 5 anys < 12 anys), mentre que el nombre de mascles potencials (> 12 anys) roman més o menys constant respecte de l'any 2000.

els anys precedents a 1995 (Taula 5), any a partir del qual, l'estructura de talles de la població de meros de les Medes experimentà una pregona transformació que s'ha mantingut a grans trets fins enguany (Figura 5). Aquesta transformació es caracteritza per una distribució de talles dominada pels exemplars mitjans ($40 > Lt < 60\text{cm}$) i una presència notable d'exemplars grossos ($60 > Lt < 80\text{ cm}$) i molt grossos ($Lt > 80\text{cm}$), que dominen fins i tot als exemplars petits ($Lt < 40\text{ cm}$). El biaix positiu de la distribució tendeix a disminuir respecte de 1999, any en què assolí el seu màxim des de 1996.

Les edats, en ser una mera transformació de les talles, segueixen exactament la mateixa tendència que hom ha observat a les mides tal i com es pot comprovar a la Taula 6. A grans trets, l'edat mitjana dels meros de les Medes se situa al voltant dels 10 anys. La distribució d'edats en classes (menor de 5 anys, entre 5 i 12 anys i més de 12 anys) correspon, segons Chauvet (1988), al que seria una estima d'imadurs, femelles potencials i mascles potencials (tenint en compte una edat d'inversió de sexe prou avançada, com són 12 anys). En la situació actual estimem en una xifra al voltant de 20 el nombre de mascles territorials reproductors. La Figura 6 mostra el canvi que es produí de 1994 a 1995, caracteritzat per un notable increment de

peixos joves (imadurs o femelles) que passaren a dominar la població en front dels exemplars vells (mascles potencials de més de 12 anys) que havien estat la classe d'edat dominant fins aleshores.

Altres espècies vulnerables

El déntol (*Dentex dentex*)

El nombre de déntols observats l'any 2000 ha estat lleugerament menor que l'any 1999 (Figura 7), i força inferior als que foren observats en els anys 1996 i 1997, però en tot cas superior als de 1992, 1993 i 1994 (als anys 1995 i 1998 no es va realitzar el cens complet). Malgrat l'estabilització del nombre d'exemplars entre 1999 i 2000, els elevats valors obtinguts entre 1996 i 1997, que representaren un notable augment respecte dels anys precedents (Taula 6), fan que la població mantingui una certa tendència positiva (no significativa) en funció del temps (Figura 8)

Els resultats de l'anàlisi de la variància demostren que el nombre mitjà de déntols als recorreguts repetits presenta pregones diferències entre anys (Taula 7) tal i com es pot veure gràficament a la Figura 8b. Les comparacions *post-hoc* entre els anys aparellats demostren que el nombre mitjà de déntols observat l'any 2000 no és signi-

Taula 6. Nombre mitjà i desviació estàndar (Sd) de déntols observats als diferents recorreguts repetits (FETG: Ferranelles-Tascó Gros; TCB: Tascó Petit-Carall Bernat), nombre d'exemplars instantàni observat als recorreguts únics (MP: Meda Petita; ICV: Infern-Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot-Cova de la Vaca).

	FETG	Sd	TCB	Sd	TOTAL zr	Sd	Valid N
1992	1,00	0,82	3,25	1,71	4,25	1,26	4
1993	1,25	0,50	2,00	1,41	3,25	0,96	4
1994	3,00	2,16	3,50	2,65	6,50	4,12	4
1995	4,25	4,03	3,00	2,83	7,25	6,65	4
1996	19,25	15,13	15,75	11,03	35,00	12,73	4
1997	11,50	13,18	26,00	6,76	37,50	18,51	4
1998	4,25	3,86	6,19	4,40	10,44	4,38	4
1999	2,50	1,29	12,88	7,51	15,38	8,08	4
2000	2	1,83	6,875	5,27	8,875	4,59	

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	3,00	0,00	7,00	14,25
1993	2,00	0,00	2,00	7,25
1994	7,00	0,00	6,00	19,50
1995				
1996	0,00	0,00	14,00	49,00
1997	4,00	7,00	3,00	51,50
1998				
1999	7,00	1	11,00	34,38
2000	3,00	5,00	14,00	30,88

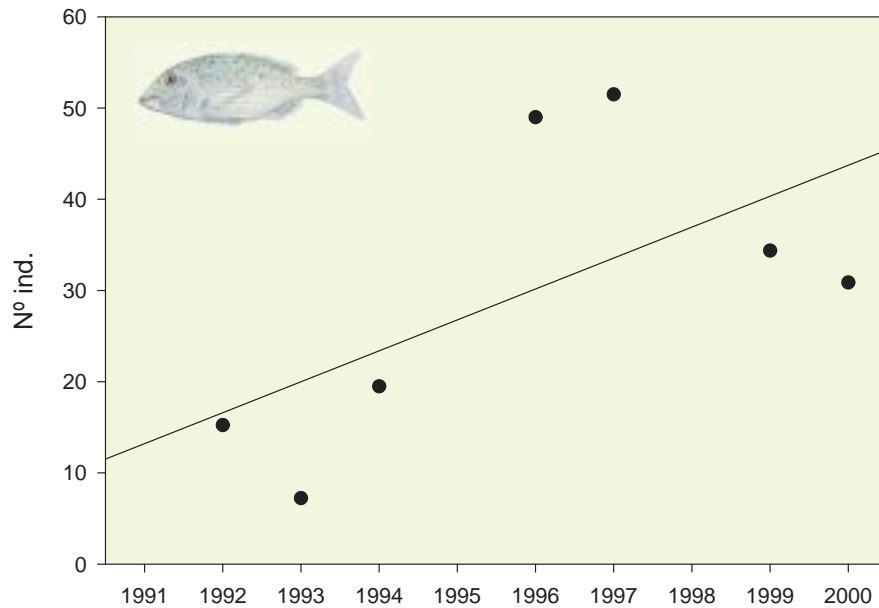


Figura 7. El nombre de déntols presenta un lleugera disminució respecte de l'any 1999 malgrat que és superior als que foren observats els anys 1992, 93 i 94.

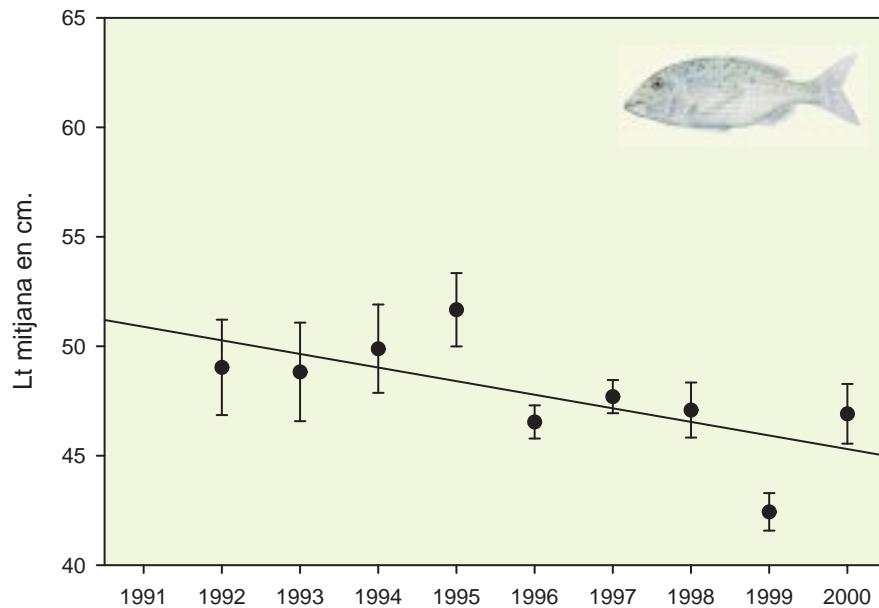


Figura 8. La talla mitjana (\pm Se) dels déntols presenta una tendència significativa a disminuir linealment en funció dels anys tot i l'increment observat l'any 2000 respecte de 1999.

Taula 7. Resum de l'anàlisi de la variància entre les abundàncies mitjanes de déntols dels recorreguts replicats (dades totals i transformades logarítmicament) i nivell de significació de les comparacions post-hoc de Tukey entre parelles d'anys

	SS	g.ll	MS	F	p				
Any	19,405	8	2,426	10,882	<0.001				
Error	5,350	24	0,223						
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
1992									
1993	0,999								
1994	0,997	0,892							
1995	0,997	0,887	1,000						
1996	0,000	0,000	0,001	0,001					
1997	0,000	0,000	0,001	0,001	1,000				
1998	0,405	0,141	0,843	0,849	0,046	0,036			
1999	0,073	0,018	0,293	0,299	0,295	0,246	0,985		
2000	0,752	0,372	0,989	0,990	0,013	0,010	1,000	0,824	

Taula 8. Evolució de les talles mitjanes, medianes, màximes i mínimes dels déntols de 1992 a 2000. Comparació de l'estructura de talles de la població de meros entre anys aparellats. Resum dels resultats de les anàlisis de Kolmogorov-Smirnov (test K-S).

	Lt mitjana	Sd	Lt. mediana	Lt. mín.	Lt màx.	Biaix	N			
1992	49,03	12,14	45	25	70	0,35	31			
1993	48,82	9,28	45	35	60	-0,01	17			
1994	49,88	12,61	50	25	85	0,35	39			
1995	51,67	10,05	50	35	80	0,48	36			
1996	46,54	9,38	47	18	60	-0,76	154			
1997	47,70	9,96	47	10	70	-0,06	173			
1998	47,08	9,81	45	22	65	-0,41	61			
1999	42,43	8,38	40	20	70	0,50	95			
2000	46,91	11,19	45	27	80	0,73	67			

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1993	n.s.							
1994	n.s.	n.s.						
1995	n.s.	n.s.	n.s.					
1996	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.				
1997	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0.05	n.s.			
1998	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.		
1999	n.s.	n.s.	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.01	
2000	n.s.	n.s.	P< 0.05	p< 0.01	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0.01

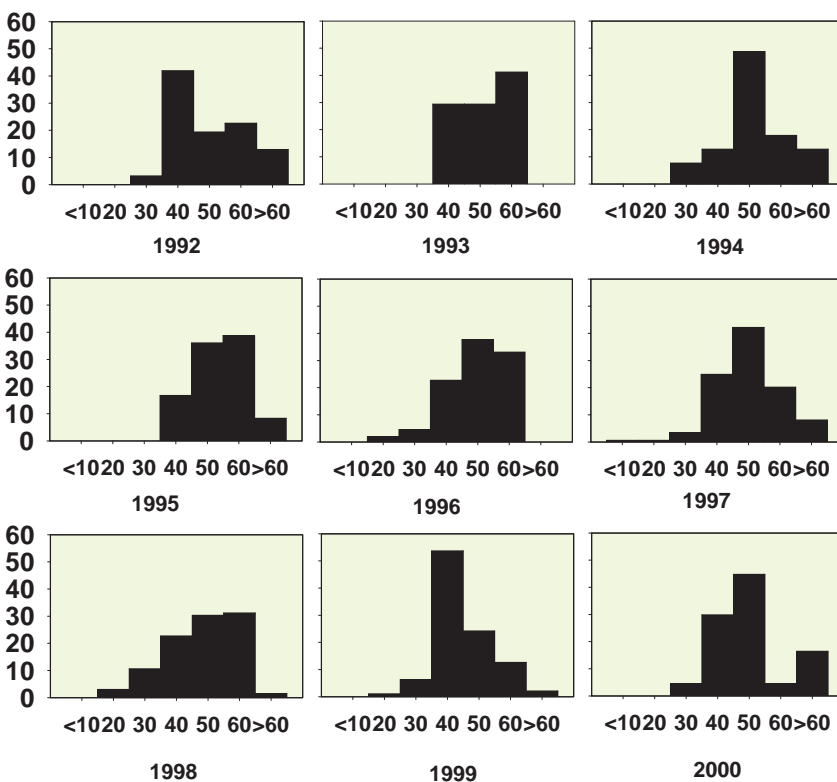


Figura 9. L'estructura de talles dels déntols presenta una marcada variació respecte dels anys anteriors. Enguany s'incrementen els individus de 40 a 50 cm (la classe modal) i els de més de 60cm.

ficativament diferent dels observats els anys 1998 i 1999, però si significativament inferior als dels anys 1996 i 1997, que foren els que assoliren unes densitats mitjanes màximes als dos recorreguts repetits dels Tascons - Carall Bernat - Ferranelles.

Pel que fa a les talles mitjanes dels déntols (Figura 8), hom observa un notable increment respecte de 1999 (Taula 8), tot i que l'evolució temporal de la talla mitjana manté la tendència significativa a decreixer en funció del temps (Lt mitjana = $55.97 - 1.817 t$; $r^2 = 0.64$; $p < 0.05$),

Taula 9. Nombre mitjà i desviació típica de llobarros observats als diferents recorreguts repetits (FETG: Ferranelles- Tascó Gros; TCB: Tascó Petit - Carall Bernat) i valors instantànis observats als recorreguts únics (MP: Meda Petita; ICV: Infern - Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot-Cova de la Vaca).

	FETG	Sd	TCB	Sd	Total ZR	Sd	Valid N
1992	2,75	4,27	1,81	3,00	4,56	4,46	4
1993	20,50	14,64	15,50	15,50	36,00	24,86	4
1994	10,00	2,45	9,88	10,04	19,88	8,98	4
1995	32,00	9,97	12,75	5,04	44,75	13,11	4
1996	82,75	8,34	9,88	3,33	92,63	7,13	4
1997	34,75	31,16	2,63	2,29	37,38	30,33	4
1998	34,50	24,15	2,44	0,72	36,94	24,75	4
1999	64,75	33,14	30,75	20,19	95,50	27,44	4
2000	17,50	20,98	33,38	8,64	50,88	26,04	

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	6,00	0,00	4,00	14,56
1993	0,00	0,00	1,00	37,00
1994	13,00	5,00	10,00	47,88
1995				0,00
1996	0,00	6,00	26,00	124,63
1997	4,00	7,00	8,00	56,38
1998				0,00
1999	0,00	1,00	30,00	126,50
2000	4,00	1,00	34,00	89,88

degut a la notable davallada que es produí en aquest paràmetre a partir de l'any 1996. L'estructura de talles presenta unes marcades diferències entre anys que només es poden explicar en base a la tendència d'aquesta espècie a agregar-se en moles constituïdes per exemplars de mides similars (Taula 8). La classe modal de la distribució de talles se situa entre els 50 i els 60 cm (Figura 9) i la mediana de la població augmenta de 40 a 45 cm del 1999 al 2000, provocant que el biaix de la distribució sigui positiu (envers les classes de talla majors). La talla màxima observada l'any 2000 (80cm) s'apropa a les màximes absolutes que foren observades els anys 94 i 95 (que se situaren en 85 i 80 cm, respectivament).

El llobarro (Dicentrachus labrax)

El nombre de llobarros observat l'any 2000 experimenta una certa davallada respecte del 1999 (Taula 9). Tot i això, la tendència de la població encara s'ajusta bé a una regressió lineal positiva amb el temps que respon a l'equació ($N^{\circ} \text{ ind} = 6.768 + 10.96 t$; $r^2 = 0.64$; $p < 0.05$) (Figura 10). La disminució global d'enguany és deguda a la relativa davallada del nombre d'exemplars observats als recorreguts repetits dels Tascons - Carall Bernat - Ferranelles, que és més important que el lleuger

augment observat al recorregut del Salpatxot - Cova de la Vaca a on es manté la tendència positiva en funció del temps ($N^{\circ} \text{ ind} = -6.401 + 3.845 t$; $r^2 = 0.75$; $p < 0.05$). Amb tot, la variabilitat pròpia de l'espècie, que pot ser present o no, en moles integrades per una gran quantitat d'individus, fa que els censos d'aquesta l'espècie presentin unes fortes oscil·lacions entre anys i zones, tal i com ho demostren els elevats valors que pren la desviació estàndard de les mitjanes anuals dels censos repetits (Taula 9). Aquesta elevada variabilitat provoca, a més, que l'augment de densitat no es tradueixi en diferències estadísticament significatives entre les mitjanes d'anys aparellats (Taula 10), llevat de la mínima observada el 1992 i els anys 1995, 1996, 1999 i 2000 (en els que s'enregistraren densitats mitjanes notablement més elevades al recorregut repetit dels Tascons - Carall Bernat - Ferranelles).

La talla mitjana dels llobarros presenta un clar augment respecte de 1999, situant-se en valors similars als dels anys 1994, 1995 i 1998, però notablement inferior a les observades el 1992 i 1993. És per això que les talles mitjanes anuals dels llobarros tendeixen globalment a decreixer en funció del temps (Figura 11) ajustant-se significativament a un model lineal que respon a l'equació: $L_t \text{ mitjana} = 48.297 - 1.09 t$ ($r^2 = 0.40$; $p < 0.05$).

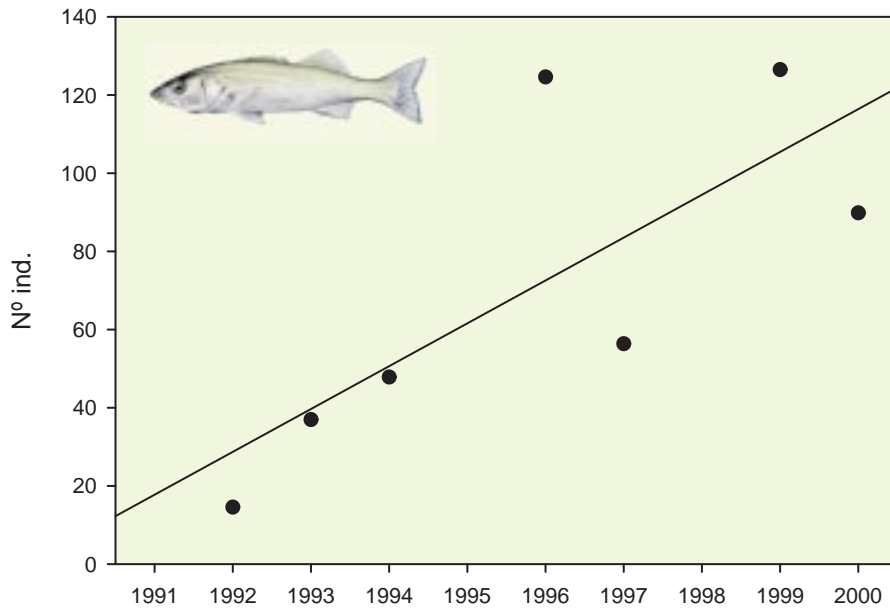


Figura 10. L'any 2000 el nombre total de llobarros ha estat lleugerament inferior al del 1999. Amb tot, el nombre d'individus es pot considerar alt respecte d'anys anteriors.

Taula 10. Resum de l'anàlisi de la variància entre les abundàncies (transformades logarítmicament) totals mitjanes de llobarros als recorreguts replicats i nivell de significació de les comparacions post-hoc de Tukey entre parelles d'anys

	g.ll.	SS	MS	F	P				
Any	8	29,970	3,746	4,709	0,001				
Error	24	19,093	0,796						
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
1992									
1993	0,305								
1994	0,265	1,000							
1995	0,019	0,892	0,922						
1996	0,001	0,248	0,286	0,952					
1997	0,065	0,995	0,998	1,000	0,714				
1998	0,086	0,998	0,999	0,999	0,634	1,000			
1999	0,001	0,247	0,285	0,951	1,000	0,713	0,632		
2000	0,015	0,849	0,886	1,000	0,971	0,999	0,996	0,971	

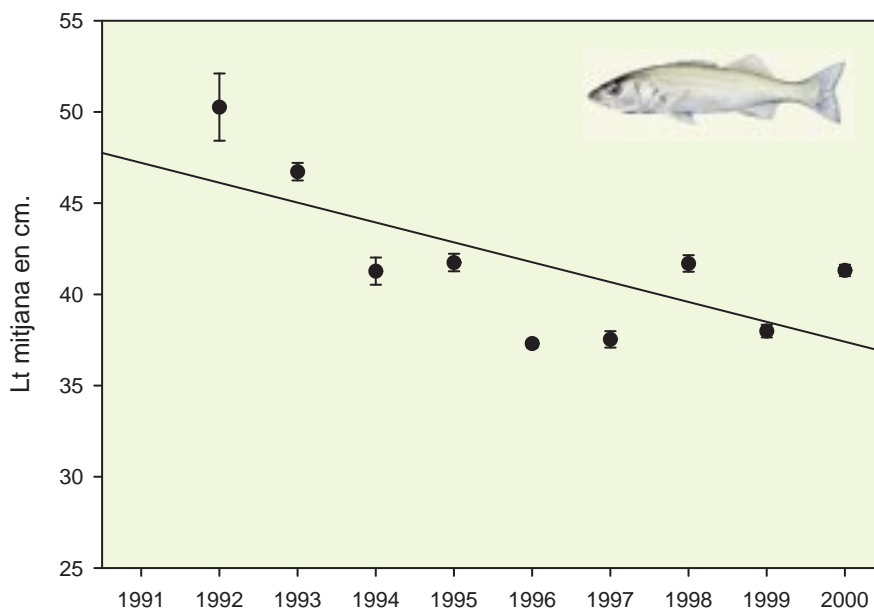


Figura 11. La talla mitjana (\pm Se) dels llobarros sembla haver-se estabilitzat des de 1996.

Taula 11. Evolució de les talles mitjanes, medianes, màximes i mínimes dels llobarros de 1992 a 2000. Resum dels resultats de les anàlisis de Kolmogorov - Smirnov entre l'estructura de talles de la població d'anys aparellats.

Any	Lt. mitjana	Sd	Lt. mediana	Lt mín.	Lt. màx.	Rang	Biaix	Valid N
1992	50,26	11,37	45	35	85	50	1,250	38
1993	46,72	5,77	50	35	65	30	0,032	145
1994	41,27	7,91	40	27,5	85	57,5	2,300	112
1995	41,74	6,69	40	15	70	55	0,613	195
1996	37,30	4,63	40	27	75	48	0,907	436
1997	37,53	5,95	35	30	75	45	2,948	174
1998	41,69	6,34	40	32	70	38	2,206	195
1999	38,08	7,71	40	25	65	40	0,400	509
2000	41,31	5,95	40	28	70	42	1,655	369

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1992	—							
1993	0.05 *	—						
1994	0.001***		—					
1995	0.001***	0.001***	0.05 *	—				
1996	0.001***	0.001***	0.001***	0.001***	—			
1997	0.001***	0.001***	0.001***	0.001***	0.001***	—		
1998	0.001***	0.001***	0.05 *	n.s.	0.001***	0.001***	—	
1999	0.001***	0.001***	0.001***	0.001***	0.001***	0.001***	0.001***	—
2000	0.001***	0.001***	n.s.	0.001***	0.001***	0.001***	n.s.	0.001***

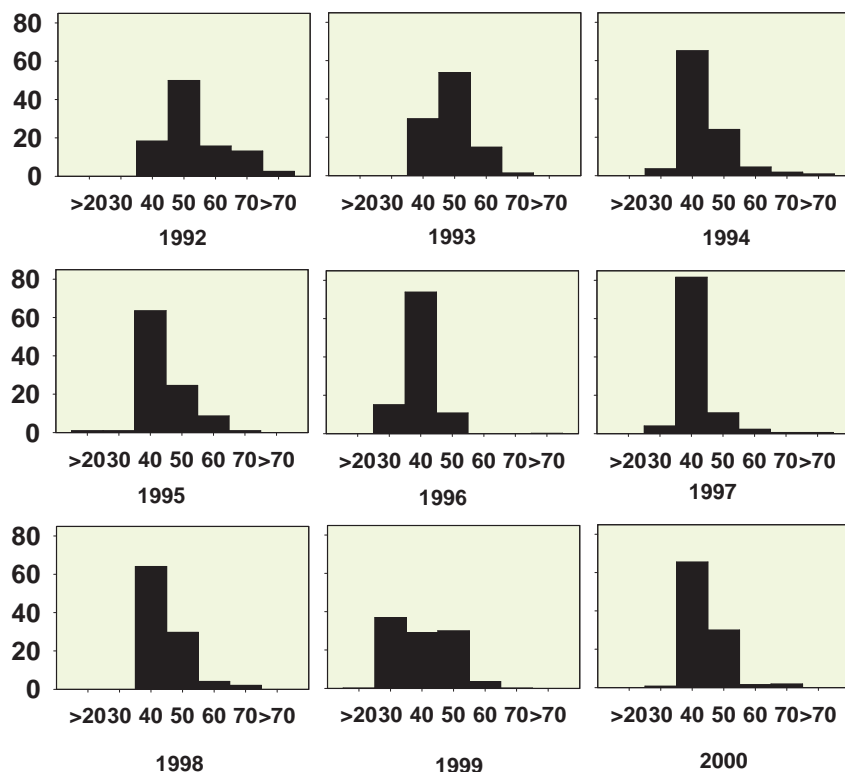


Figura 12. L'evolució anual de l'estructura de talles dels llobarros presenta un canvi en la classe modal de la població de 1993 (que se situa entre 40 i 50 cm) a 1994 (entre 30 i 40 cm), que es manté en els anys successius. Enguany (2000) s'observa un fort increment dels exemplars mitjans (Lt entre 30 i 40) mentre que els exemplars més petits disminueixen.

La distribució de talles varia molt d'un any a l'altre (Taula 11); excepte entre l'any 2000 i els anys 1994 i 1998, i entre 1995 i 1998 (que foren els anys en que només es varen censar els llobarros dels recorreguts repetits dels Tascons - Carall Bernat - Ferranelles); tota la resta de possibles comparacions entre parelles d'anys donen

diferències significatives (Taula 11). Tot i que la mediana de la distribució és la que es presenta en la majoria d'anys (40 cm), la classe de talla modal se situa enguany entre els 40 i els 50cm, essent el biaix de la distribució clarament positiu. L'estructura de talles observada enguany és molt similar a la que fou observada l'any 1998 (Figura 12).

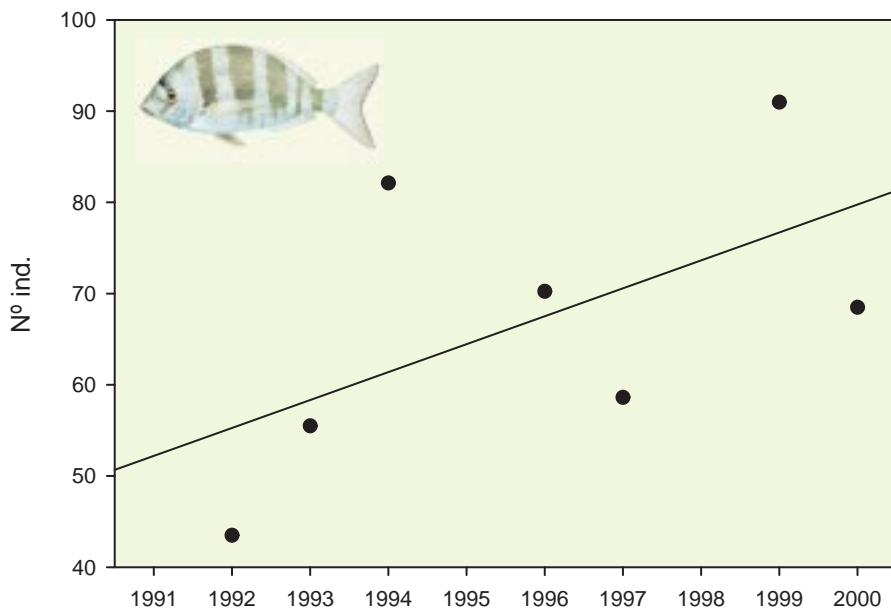


Figura 13. El nombre d'exemplars de sargs imperials ha disminuït respecte de 1999.

Sarg imperial (*Diplodus cervinus*)

El nombre de sargs imperials observat enguany ha estat força inferior al que es va observar l'any 1999, que fou el més elevat d'ençà que s'endegà el seguiment sistemàtic de la població d'aquesta espècie l'any 1992 (Figura 13). La disminució ha estat deguda a la davallada del nombre mig de sargs imperials constatat al recorregut repetit del Tasco Petit - Carall Bernat, tot i que a l'altre recorregut repetit, corresponent a la zona

de les Ferranelles, el nombre mig de sargs imperials roman si fa no fa constant, amb poques variacions interanuals (Taula 12). Agrupant el nombre d'individus d'ambdós recorreguts repetits, i comparant amb una anàlisi de la variància les densitats mitjanes entre anys, hom troba que existeix una diferència significativa entre anys i que la disminució que l'espècie ha experimentat enguany és significativa respecte de 1999, tal i com ho demostren les comparacions post-hoc entre parelles d'anys (Taula 13).

Taula 12. Nombre de sargs imperials observats als diferents recorreguts repetits (FETG: Ferranelles- Tascó Gros; TCB: Tascó Petit - Carall Bernat) i únics (MP: Meda Petita; ICV: Infern - Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot - Cova de la Vaca).

	FETG	Sd	TCB	Sd	Total ZR	Sd	N
1992	14,00	2,45	4,50	1,29	18,50	2,89	4
1993	27,25	9,43	7,25	2,87	34,50	11,82	4
1994	18,75	6,02	18,38	5,07	37,13	10,45	4
1995	14,50	2,65	10,75	3,30	25,25	1,26	4
1996	20,25	4,99	14,00	2,42	34,25	5,98	4
1997	21,25	9,43	12,38	3,15	33,63	9,84	4
1998	15,88	1,55	9,56	1,85	25,44	2,47	4
1999	15,25	5,68	30,75	13,94	46,00	15,26	4
2000	14	5,16	4,875	1,44	18,88	6,22	

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	15	0	10	43,5
1993	4	0	17	55,5
1994	11	0	34	82,1
1995				
1996	4	4	28	70,3
1997	9	5	11	58,6
1998				
1999	11	4	30	91,0
2000	16	4	30	68,9

Taula 13. Resum de l'anàlisi de la variància entre les abundàncies totals mitjanes de sargs imperials en els recorreguts replicats, i comparacions post-hoc de Tukey entre parelles d'anys

	g.ll.	SS	MS	F	p				
Any	8	2,769	0,346	6,248	<0.001				
Error	24	1,329	0,055						
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992									
1993	0,055								
1994	0,016	1,000							
1995	0,663	0,833	0,511						
1996	0,037	1,000	1,000	0,735					
1997	0,064	1,000	0,999	0,866	1,000				
1998	0,646	0,846	0,528	1,000	0,750	0,877			
1999	0,001	0,709	0,948	0,065	0,812	0,666	0,068		
2000	1,000	0,046	0,013	0,612	0,031	0,054	0,595	0,001	

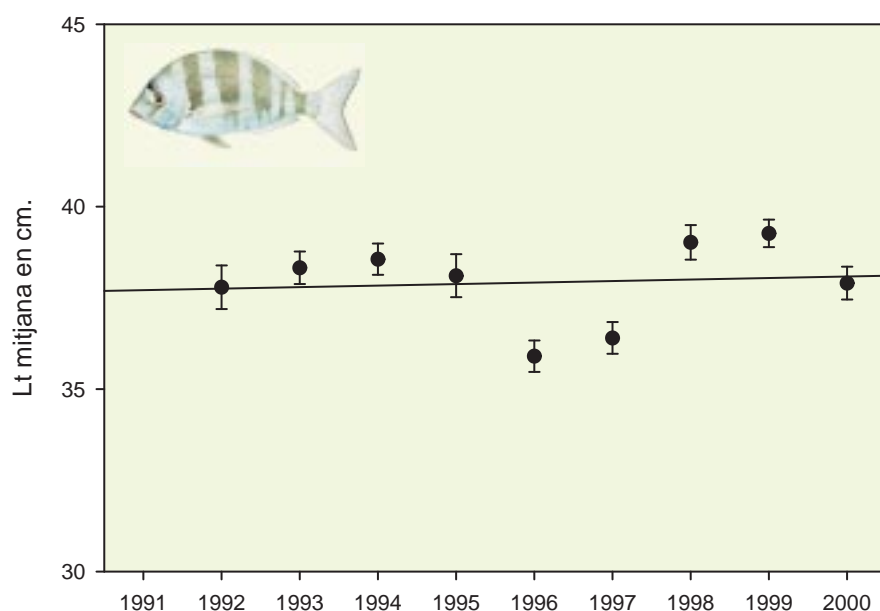


Figura 14. La mida mitjana (\pm Se) dels sargs imperials es manté relativament constant d'un any a l'altre.

La talla mitjana dels sargs imperials tampoc no presenta unes grans variacions anuals. Si bé experimentà una certa davallada de 1994 a 1996 (Figura 14). Enguany, la talla mitjana disminueix respecte de 1999, any en que se situà en el valor màxim de tot el seguiment (Taula 14); en qualsevol cas, l'estructura de talles és similar a les observades els dos anys anteriors (1998 i 1999) (Taula 14), la qual cosa demostra que, en general, l'estructura de talles del sarg imperial roman bastant similar d'un any a l'altre (Figura 15); la classe modal es manté invariable entre els 30 i els 40 cm, i el biaix és negatiu degut a l'increment relatiu d'exemplars mitjans (d'entre 40 i 50 cm) a la població. La talla màxima observada se situa en 50 cm, lluny del màxim de 1994 (65cm).

El pagre (*Pagrus pagrus*)

El nombre de pagres observat l'any 2000 és el més baix observat a les illes Medes des de l'inici dels seguiments (Figura 16). La disminució obeeix a la desaparició dels pagres al recorregut repetit de les Ferranelles (tal i com passà l'any 1999) i a la davallada tant en la zona dels Tascons - Carall Bernat, com al del Salpatxot-Cova de la Vaca. La densitat mitjana anual de pagres a la zona replicada dels Tascons - Carall Bernat i les Ferranelles presenta unes notables variacions que no s'ajusten a cap pauta temporal determinada (Taula 15). Malgrat la notable disminució del nombre mitjà de pagres als recorreguts repetits dels Tascons i les Ferranelles, les diferències entre l'any 2000 i la resta d'anys no són significatives, excep-

Taula 14. Evolució de les talles mitjanes, medianes, màximes i mínimes dels sargs imperials des del 1992 al 2000, i resum dels resultats de les anàlisis de Kolmogorov - Smirnov entre l'estructura de talles de la població d'anys aparellats.

	Lt mitjana	Sd	Lt. mediana	Lt mín	Lt. màx.	Rang	Biaix	N
1992	37,79	5,95	40,00	25,00	55,00	30	-0,01	99
1993	38,32	5,63	40,00	25,00	55,00	30	-0,01	159
1994	38,56	6,11	38,00	25,00	65,00	40	0,59	205
1995	38,11	6,35	38,00	20,00	55,00	35	0,25	116
1996	35,90	5,90	35,00	18,00	50,00	32	-0,26	188
1997	36,40	5,72	36,00	18,00	52,00	34	-0,33	174
1998	39,02	5,58	40,00	25,00	57,00	32	0,39	138
1999	39,27	5,93	40,00	15,00	60,00	45	-0,25	246
2000	37,90	5,45	38,00	20,00	50,00	30	-0,46	147

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1992	—							
1993	n.s.	—						
1994	n.s.	0,01 *	—					
1995	n.s.	n.s.	n.s.	—				
1996	n.s.	0,001 ***	0,001 ***	0,05 *	—			
1997	n.s.	0,001 ***	0,01 **	n.s.	n.s.	—		
1998	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001 ***	0,001 ***	—	
1999	n.s.	0,05 *	n.s.	n.s.	0,001 ***	0,001 ***	n.s.	—
2000	n.s.	0,05 *	n.s.	n.s.	0,05	n.s.	n.s.	n.s.

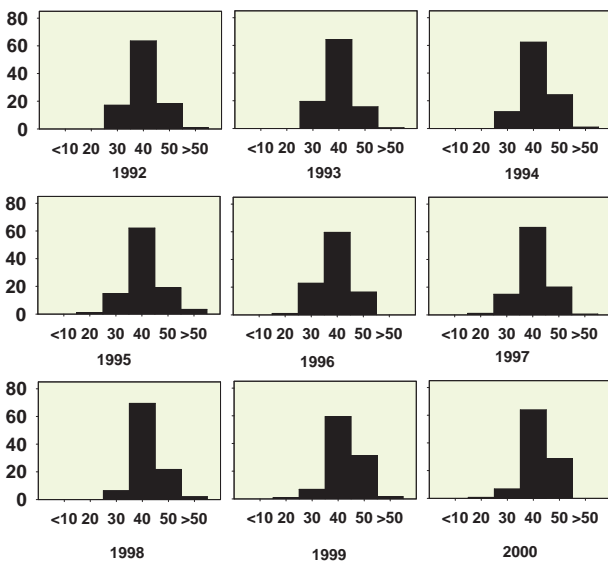


Figura 15. La classe modal de talles no varia d'un any als altres (entre 30 i 40 cm). L'estructura de talles romàn força similar a la constatada els anys immediatament anteriors.

te amb 1994, any en que l'espècie va assolir la màxima densitat a la zona (Taula 16). En qualsevol cas la notable variància de les dades d'abundància impedeix que aquesta sensible disminució sigui estadísticament significativa respecte de la densitat mitjana observada altres anys (Taula 16).

La talla mitjana dels pagres sembla trencar la tendència a disminuir que es va iniciar l'any

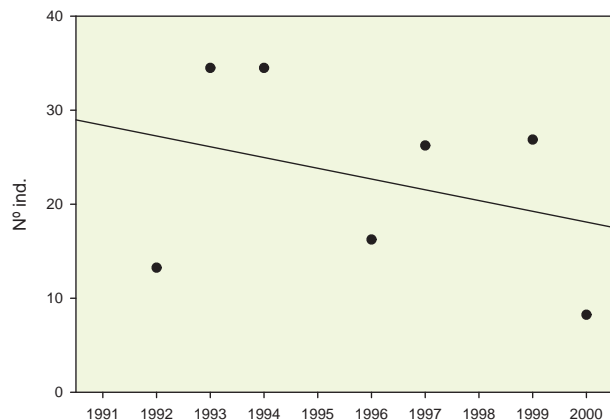


Figura 16. El nombre de pagres presenta una forta disminució respecte de 1999 assolint, l'any 2000, el valor mínim d'ençà que s'inicià el seguiment (1992).

1997, i se situa en un valor força més elevat que l'observat en els darrers anys (1997, 1998 i 1999) sense arribar als assolits en anys anteriors. Aquest increment no trenca però la tendència temporal a disminuir degut al pes que tenen els baixos valors observats els anys immediatament anteriors (Lt mitjana = 35.92 - 1.671; $r^2 = 0.50$; $p < 0.05$), tal i com es pot veure a la Figura 17. La talla mediana de la població augmenta respecte dels anys anteriors (Taula 17), si bé la talla màxima disminueix (35cm). L'estructura de talles anual varia notablement degut, sobretot, al minvat

Taula 15. Nombre mitjà i desviació típica de pagres observats als diferents recorreguts repetits (FETG: Ferranelles- Tascó Gros; TCB: Tascó Petit - Carall Bernat) i valors instantanis als recorreguts únics (MP: Meda Petita; ICV: Infern - Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot - Cova de la Vaca).

	FETG	Sd	TCB	Sd	TOTAL zr	Sd	N
1992	0,75	1,50	0,50	1,00	1,25	2,50	4
1993	3,75	2,50	2,75	1,26	6,50	3,00	4
1994	4,75	1,26	12,75	3,10	17,50	3,70	4
1995	2,25	2,87	2,25	2,87	4,50	3,87	4
1996	2,00	0,82	9,25	4,11	11,25	4,11	4
1997	1,25	1,26	1,00	0,82	2,25	0,96	4
1998	8,75	17,50	2,25	0,96	11,00	16,67	4
1999	0,00	0,00	6,88	4,52	6,88	4,52	4
2000	0,00	0,00	1,25	1,50	1,25	1,50	4

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	12	0	0	13,25
1993	7	0	21	34,5
1994	0	2	15	34,5
1995				
1996	4	1	0	16,25
1997	13	5	6	26,25
1998				
1999	3	0	17	26,875
2000	3	1	3	8,25

Taula 16. Resum de l'anàlisi de la variància entre les abundàncies mitjanes de pagres en els recorreguts replicats (dades transformades logarítmicament), i comparacions post-hoc de Tukey entre parelles d'anys.

	g.ll.	SS	MS	F	P
Any	8	21,105	2,638	4,945	0,001
Error	24	12,803	0,533		

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1992								
1993	0,135							
1994	0,002	0,659						
1995	0,645	0,976	0,141					
1996	0,017	0,985	0,993	0,539				
1997	0,908	0,810	0,049	1,000	0,259			
1998	0,181	1,000	0,559	0,991	0,962	0,882		
1999	0,131	1,000	0,666	0,974	0,986	0,803	1,000	
2000	1,000	0,246	0,005	0,833	0,036	0,982	0,319	0,241

nombre d'individus observat (Figura 18). Enguany la classe modal de la distribució se situa entre els 30 i els 35cm, presentant un biaix negatiu (vers les classes de talla més petites).

El corball (Sciaena umbra)

El nombre de corballs observat el 2000 se situa en xifres similars a les de 1999, any en que s'en-

registrà el màxim (Figura 19), incrementant-se al recorregut de les Ferranelles i la Meda Petita, i disminuint lleugerament al recorregut únic corresponent al sector del Salpatxot - Cova de la Vaca (Taula 18). Als recorreguts replicats les abundàncies mitjanes presenten notables diferències interanuals, sense seguir una tendència temporal clara. Les comparacions post-hoc entre l'any 2000 i la resta d'anys no donen però

Taula 17. Evolució de les talles mitjanes, medianes, màximes i mínimes dels pagres des del 1992 al 2000, i resum dels resultats de les anàlisis de Kolmogorov - Smirnov entre l'estructura de talles de la població d'anys aparellats.

	Lt mitjana	Sd	Lt. mediana	Lt. mín	Lt. màx.	Rang	Biaix	N
1992	31,18	5,46	30	20	40	20	-0,20	17
1993	29,07	5,10	30	18	40	22	-0,25	54
1994	32,78	6,69	35	17,5	40	22,5	-0,88	88
1995	28,83	5,02	30	20	36	16	-0,06	18
1996	31,20	5,59	32,5	10	38	28	-1,57	50
1997	20,76	5,76	20	10	34	24	0,24	33
1998	17,13	2,16	17	15	30	15	4,74	47
1999	17,35	5,59	16	8	40	32	2,45	49
2000	24,75	7,61	25,5	12	35	23	-0,16	12

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1992	—							
1993	n.s.	—						
1994	n.s.	0,001 ***	—					
1995	n.s.	n.s.	n.s.	—				
1996	n.s.	0,01 **	0,05 *	n.s.	—			
1997	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	—		
1998	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	—	
1999	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	—
2000	n.s.	n.s.	0,05 *	n.s.	n.s.	n.s.	0,001 ***	0,01 *

Taula 18. Nombre mitjà i desviació típica de corballs observats als diferents recorreguts repetits (FETG: Ferranelles- Tascó Gros; TCB: Tascó Petit - Carall Bernat) i valors instantànis dels recorreguts únics (MP: Meda Petita; ICV: Infern - Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot - Cova de la Vaca).

	FETG	Sd	TCB	Sd	TOTAL	Sd	N
1992	9,75	7,37	13,75	5,12	23,50	3,00	4
1993	30,75	4,35	17,00	6,32	47,75	7,41	4
1994	11,25	2,06	33,50	14,43	44,75	15,92	4
1995	2,25	2,63	51,00	8,42	53,25	9,28	4
1996	24,75	9,81	25,00	12,80	49,75	17,33	4
1997	11,50	4,04	12,63	12,95	24,13	12,39	4
1998	9,00	5,48	27,19	10,77	36,19	10,17	4
1999	9,00	5,66	39,63	12,02	48,63	6,76	4
2000	14,75	10,56	21,63	11,32	36,38	21,53	4

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	23	0	0	46,50
1993	5	0	21	73,75
1994	22	10	0	76,75
1995				
1996	12	0	26	87,75
1997	9	1	19	53,13
1998				
1999	15	0	35	98,63
2000	30	0	26	92,38

diferències significatives (Taula 19).

Les talles mitjanes dels corballs tampoc no segueixen cap mena de pauta temporal clara

(Figura 20). Enguany, la talla mitjana dels corballs ha estat lleugerament inferior a la constata-da l'any 1999 (Taula 20).

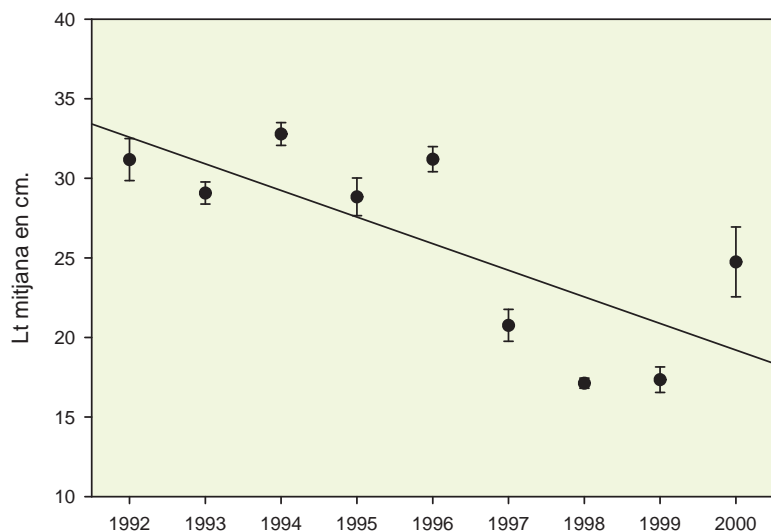


Figura 17. L'increment de les talla mitjana ($\pm Se$) dels pagres ha estat notable respecte de 1999.

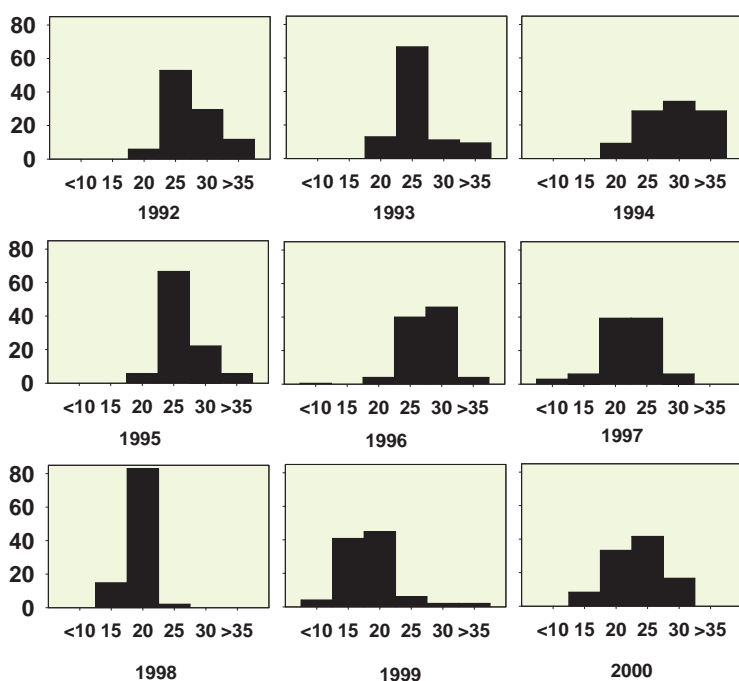


Figura 18. Són notables tant l'increment d'exemplars grossos, com la disminució dels exemplars petits respecte de 1999. L'any 2000 la classe modal se situava entre els 20 i els 30 cm.

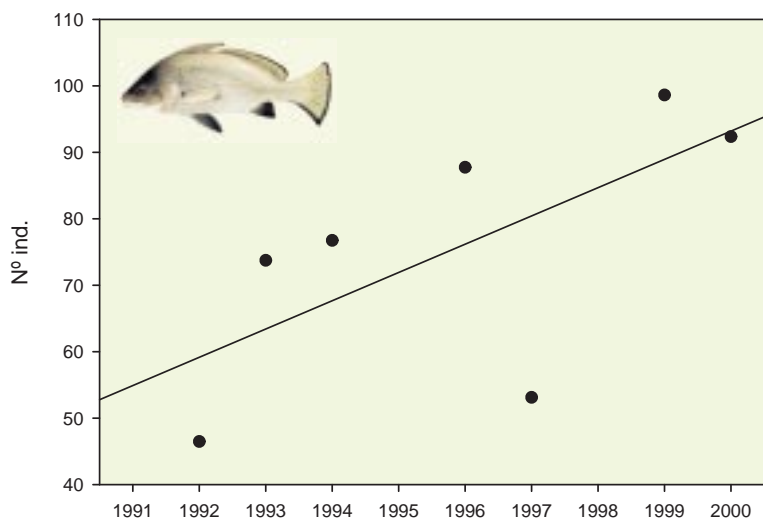


Figura 19. L'any 2000 el nombre de corballs observat ha estat lleugerament inferior al de l'any 1999, any en què s'assolí el nombre d'exemplars màxim.

Taula 19. Resum de l'anàlisi de la variància entre les abundàncies mitjanes de corballs en els recorreguts replicats (dades transformades logarítmicament), i comparacions post-hoc de Tukey entre parelles d'anys.

	g.ll.	SS	MS	F	P			
Any	8	8,572	1,071	3,527	<0,01			
Error	24	7,291	0,304					
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1992								
1993	1,000							
1994	0,473	0,793						
1995	0,056	0,164	0,947					
1996	0,921	0,997	0,994	0,532				
1997	0,991	0,875	0,106	0,007	0,436			
1998	0,779	0,969	1,000	0,734	1,000	0,267		
1999	0,223	0,493	1,000	0,998	0,910	0,037	0,982	
2000	0,995	1,000	0,920	0,275	1,000	0,723	0,996	0,678

Taula 20. Evolució de les talles mitjanes, medianes, màximes i mínimes dels corballs des del 1992 al 2000, i resum dels resultats de les anàlisis de Kolmogorov - Smirnov entre l'estructura de talles de la població d'anys aparellats

	Lt mitjana	Sd	Lt. mediana	Lt. mín	Lt. màx	Rang	Biaix	N
1992	39,11	5,36	40	25	60	35	0,46	130
1993	39,48	5,07	40	25	50	25	-0,13	217
1994	39,13	5,35	40	25	60	35	0,20	310
1995	38,08	6,63	40	17,5	65	47,5	0,01	358
1996	39,62	4,78	40	25	50	25	-0,25	324
1997	36,15	4,46	35	25	50	25	-0,20	175
1998	39,93	3,42	40	20	55	35	-0,61	256
1999	40,31	4,05	40	20	60	40	-0,06	383
2000	38,93	4,72	40	24	57	33	0,12	247
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1992	—							
1993	n.s.	—						
1994	n.s.	n.s.	—					
1995	n.s.	0,05 *	0,001 ***	—				
1996	n.s.	n.s.	n.s.	0,01 **	—			
1997	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	—		
1998	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,01 **	0,001***	—	
1999	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	n.s.	
2000	n.s.	0,01 **	0,001***	n.s.	0,05 *	0,001***	0,001***	0,001***

L'estructura de talles de la població roman força constant de 1998 a 2000 (Taula 20). tot i que el biaix de la distribució és lleugeríssimament negatiu. En qualsevol cas no deixa de ésser xocant que les lleugeres diferències entre les talles mitjanes anuals siguin significatives en comparar els anys dos a dos (Taula 20). Aquest fet, fins a cert punt paradoxal, només es pot explicar en base a notables variacions anuals en l'estructura de talles de la població al voltant

d'una classe modal que roman pràcticament invariable any rera any. Amb tot, agrupant les talles en 5 classes de talla hom comprova que l'estructura roman relativament similar els diferents anys, mantenint la mateixa classe modal (entre els 30 i els 40 cm) i la mediana de 40 cm, excepte el 1997 en que aquest valor se situà en els 35 cm (Figura 21) degut al sensible enrareïment dels exemplars grossos (> 40cm) a la població.

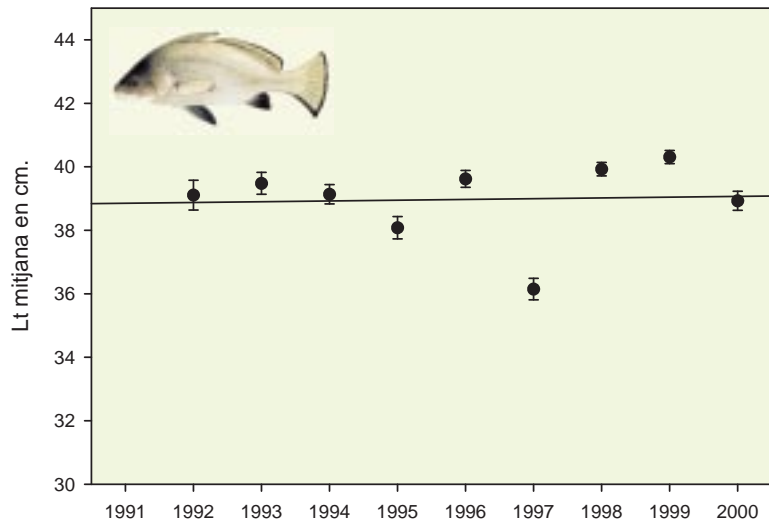


Figura 20. La talla mitjana (\pm Se) dels corballs que s'incrementà notablement de 1997 a 1999, disminueix lleugerament l'any 2000. La tendència general presenta una marcada estabilitat temporal.

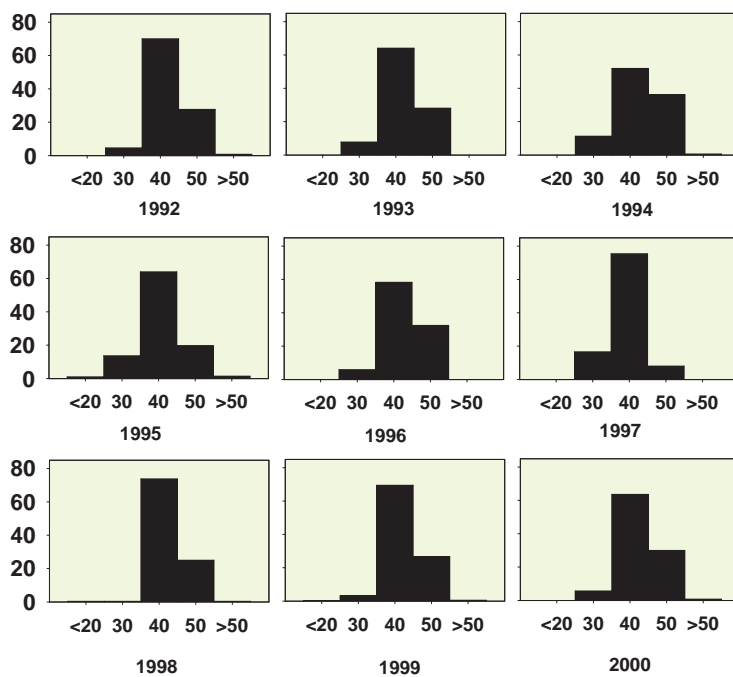


Figura 21. L'estructura de talls dels corballs observada l'any 2000, dominada per dues classes de talla (entre 30 i 40, i entre 40 i 50 cm), presenta un lleuger increment dels exemplars petits ($Lt < 30$ cm) tot i mantenir-se molt similar a l'estructura de talls observada l'any 1999.

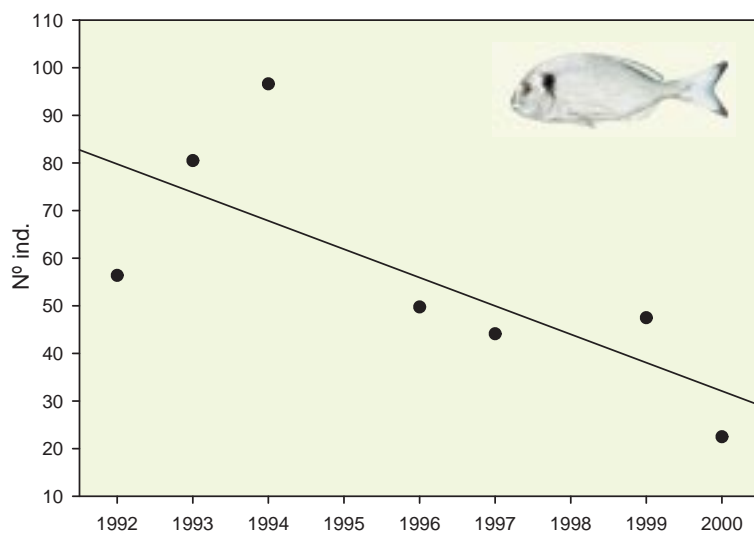


Figura 22. Les dorades confirmen la tendència a la baixa que es produï des de 1994. Enguany (2000) el nombre de dorades ha estat el més baix de tot el seguiment (1992-2000).

Taula 21. Nombre mitjà i desviació típica de dorades observats als diferents recorreguts repetits (FETG: Ferranelles- Tascó Gros; TCB: Tascó Petit - Carall Bernat) i instantàni als recorreguts únics (MP: Meda Petita; ICV: Infern - Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot - Cova de la Vaca).

	FETG	Sd	TCB	Sd	TOTAL	Sd	N
1992	15,00	2,00	7,38	5,41	22,38	5,85	4
1993	32,00	13,49	6,50	0,58	38,50	13,77	4
1994	22,75	1,71	8,88	5,20	31,63	5,22	4
1995	16,50	9,18	7,88	5,50	24,38	11,55	4
1996	13,00	7,39	4,75	1,19	17,75	6,38	4
1997	9,25	5,50	6,88	3,12	16,13	7,38	4
1998	6,88	0,85	3,13	1,31	10,00	2,04	4
1999	6,25	1,71	9,25	5,55	15,50	6,34	4
2000	4,75	0,50	1,75	1,50	6,50	1,29	

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	10	0	24	56,375
1993	6	0	36	80,5
1994	20	8	37	96,625
1995				
1996	6	2	24	49,75
1997	5	7	16	44,125
1998				
1999	8	1	23	47,5
2000	4	9	3	22,50

Taula 22. Resum de l'anàlisi de la variància entre les abundàncies mitjanes de dorades en els recorreguts replicats (dades transformades logarítmicament), i comparacions post-hoc de Tukey entre parelles d'anys.

	g.ll.	SS	MS	F	p				
Effect	8	10,501	1,313	11,737	<0,001				
Error	24	2,684	0,112						

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1992								
1993	0,158							
1994	0,747	0,962						
1995	1,000	0,145	0,721					
1996	0,981	0,019	0,201	0,986				
1997	0,254	0,001	0,007	0,274	0,820			
1998	0,117	0,000	0,003	0,127	0,569	1,000		
1999	0,048	0,000	0,001	0,053	0,323	0,993	1,000	
2000	0,006	0,000	0,000	0,007	0,061	0,710	0,914	0,991

La dorada (Sparus aurata)

El nombre de dorades presenta una forta disminució respecte dels anys anteriors, molt lluny de la densitat màxima que s'assolí el 1994, després de que el nombre d'exemplars hagués augmentat progressivament des de 1992 (Figura 22). Llevat del recorregut únic de l'Infern a la Cova de la Vaca, les dorades observades han disminuït

notablement a la zona dels Tascons – Carall Bernat i del Salpatxot a la Cova de la Vaca i, en menor grau, a les Ferranelles i la Meda Petita.

El nombre mig d'individus disminueix a la zona replicada dels Tascons-Carall Bernat i les Ferranelles (Taula 21), confirmant així la tendència a disminuir linearmet que s'havia produït fins a 1998 i que semblava establitzar-se l'any 1999. L'anàlisi de la variància assenya-

Taula 23. Evolució de les talles mitjanes, medianes, màximes i mínimes de les dorades des del 1992 al 1999, i resum dels resultats de les anàlisis de Kolmogorov - Smirnov entre l'estructura de talles de la població d'anys aparellats

	Lt. mitjana	Sd	Lt. mediana	Lt. mín	Lt. màx	Rang	Biaix	N
1992	42,43	6,66	40	30	70	40	1,088	136
1993	41,88	4,65	40	30	60	30	0,536	196
1994	41,22	7,03	40	25	70	45	1,381	209
1995	40,72	8,63	40	20	75	55	1,152	107
1996	39,79	6,12	40	27	65	38	1,106	112
1997	39,20	4,69	40	28	52	24	-0,033	100
1998	41,09	7,00	40	27	65	38	0,843	54
1999	40,35	8,21	40	20	75	55	0,897	112
2000	43,10	6,41	42	32	62	30	0,665	48

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2000
1992	—							
1993	n.s.	—						
1994	0.001	0.001	—					
1995	n.s.	0.05 *	n.s.	—				
1996	0.05	0.001	n.s.	n.s.	—			
1997	0.001	0.001	0.05	n.s.	n.s.	—		
1998	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	—	
1999	n.s.	0.01	n.s.	n.s.	n.s.	0.05	n.s.	
2000	n.s.	0.05	0.05	n.s.	0.05	0.01	n.s.	n.s.

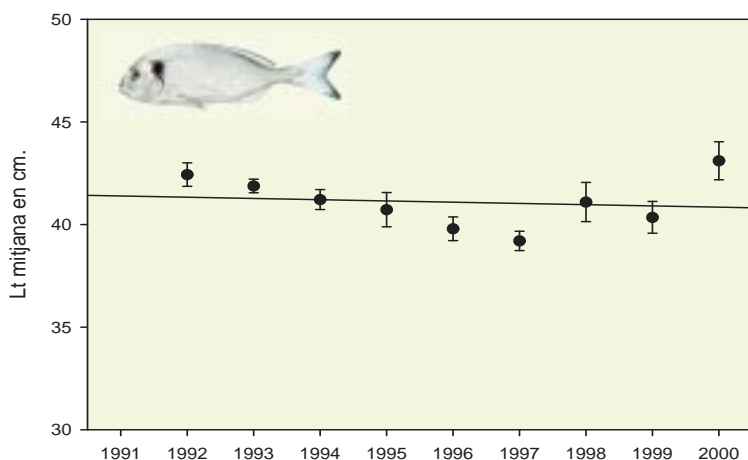


Figura 23. Les talles mitjanes (\pm Se) s'incrementen des de l'any 1998, després de davallar linealment de 1992 a 1997.

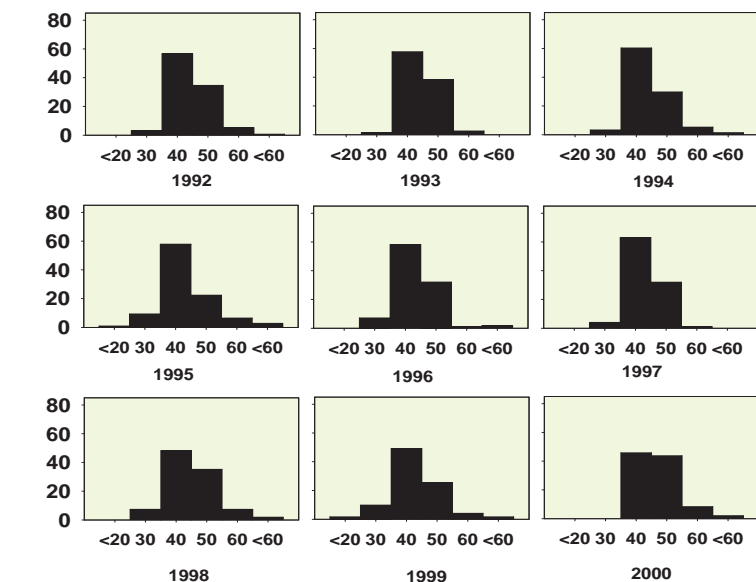


Figura 24. La distribució de classes de talla de les dorades presenta una classe modal única (entre 30 i 40 cm) des de 1992. L'any 2000 s'incrementen els individus de fins a 50cm i pràcticament desapareixen els exemplars petits.

la pregones diferències entre anys i les comparacions *post-hoc* assenyalen, enguany, una disminució significativa del nombre mitjà de dorades respecte dels anys 1992, 1993, 1994, 1995 i 1996 (Taula 22).

La talla mitjana s'incrementa respecte dels anys anteriors, trencant la tendència a disminuir observada de l'any 1992 al 1997. La talla mediana de la població passa de 40 a 42 cm i la talla màxima se situa en 62 cm, lluny del valor màxim (75 cm) que només s'assolí el 1995 i el 1999 (Taula 23). L'estructura de talles agrupada en classes és força diferent dels anys immediatament anteriors augmentant la classe de talla de 40 a 50 cm respecte de 1998 i 1999 (Figura 24). Aquesta diferència pot ser deguda, en part, al menor nombre d'exemplars observat enguany.

Evolució de la zona parcialment protegida del Molinet a la Pta. Salines

La comparació de dades instantànies obtingudes els anys 1995, 1995 i 1997, junt amb les mitjanes dels quatre censos de 1998, 1999 i 2000 (Taula 24) presenten diferències significatives entre tots els anys (Taula 25), llevat d'entre 1998 i 1999. El sentit d'aquestes variacions anuals es pot veure gràficament a la Figura 25.

Pel que fa a la zona no protegida, no hi ha diferència significativa entre un any (1999) i l'altre (2000), ni entre ambdues i la zona parcialment protegida del Molinet, l'any 1998.

Si hom compara les densitats mitjanes de les espècies més abundants mitjançant una anàlisi de la variància de dos factors (any i zona) (Taula 26) hom pot observar que, en el cas del mero, ni l'any ni la zona produeixen diferències significatives, però que la interacció es troba en el límit de la significació estadística. Aquest fet es degut a l'increment del nombre mig de meros en la zona parcialment protegida del Molinet i la lleugera disminució que ha experimentat a la zona no protegida.

El déntol presenta un efecte significatiu tant pel que fa a la zona com a l'any, però la interacció entre ambdós factors no és significativa. En aquest cas les abundàncies mitjanes són significativament superiors a la zona no protegida, però, en promig, els déntols han disminuït d'un any a l'altre en ambdues zones.

Els sargs imperials i els pagres no presenten ni diferències significatives ni entre zones, ni entre anys, ni interacció entre ambdós factors

Les densitats mitjanes de dorades no són significativament diferents entre zones, però sí entre anys. La interacció entre ambdós factors no és sig-

Taula 24. Nombre d'individus instantani fins 1997, i mitjà i desviació estàndar (Sd) de 1998, 1999 i 2000 de les espècies considerades a la zona parcialment protegida del Molinet a la Pta. Salines (PP) i a la zona no protegida (NP) de la Pta. Salines al Negre del Falaguera.

	94 PP	95 PP	97 PP	98 PP	Sd	99 PP	Sd	00 PP	Sd	99 NP	Sd	00 NP	Sd
E. margin.	0	1	6	2,75	2,22	0,25	5,19	3,5	2,89	1,75	7,00	1	1,41
D. dentex	7	10	8	9,5	5,07	6,5	3,70	2,25	3,20	14	5,35	7	2,16
D. labrax	1	7	1	0	3,40	0,75	1,29	0	0,00	0	0,82	0	0,00
D. cervinus	16	9	11	3,75	0,00	8,75	0,96	7	6,68	7,5	0,00	5,25	3,86
P. pagrus	3	2	1	6,5	1,50	5,5	0,50	7,75	9,46	5,25	1,71	1,5	1,29
S. umbra	0	2	7	1,5	7,94	0,25	2,38	0,5	1,00	0	3,30	0	0
S. auratus	17	21	12	5,75	1,00	3,5	0,50	2,75	2,22	6	0,00	2	1,83

Taula 25. Resum dels resultats del test de la χ^2 entre el nombre d'individus per espècie, any i zona (PP: zona de protecció parcial; NP: zona no protegida) esperat i l'observat entre parelles d'anys (n.s: diferència no significativa; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).

	PP (1994)	PP (1995)	PP (1997)	PP (1998)	PP (1999)	PP (2000)	NP (1999)
PP (1994)	—						
PP (1995)	41,62 ***	—					
PP (1997)	4,51 n.s.	47,84 ***	—				
PP (1998)	22,80 ***	34,47 ***	45,65 ***	—			
PP (1999)	16,19 **	24,61 ***	39,09 ***	11,97 n.s.	—		
PP (2000)	28,75 ***	53,22 ***	66,36 ***	11,03 n.s.	47,46 ***	—	
NP (1999)	21,32 **	27,41 ***	37,69 ***	8,00 n.s.	20,63 ***	67,42 ***	—
NP (2000)	22,21 **	28,78 ***	23,88 ***	10,16 n.s.	8,24 n.s.	18,00 **	9,84 n.s.

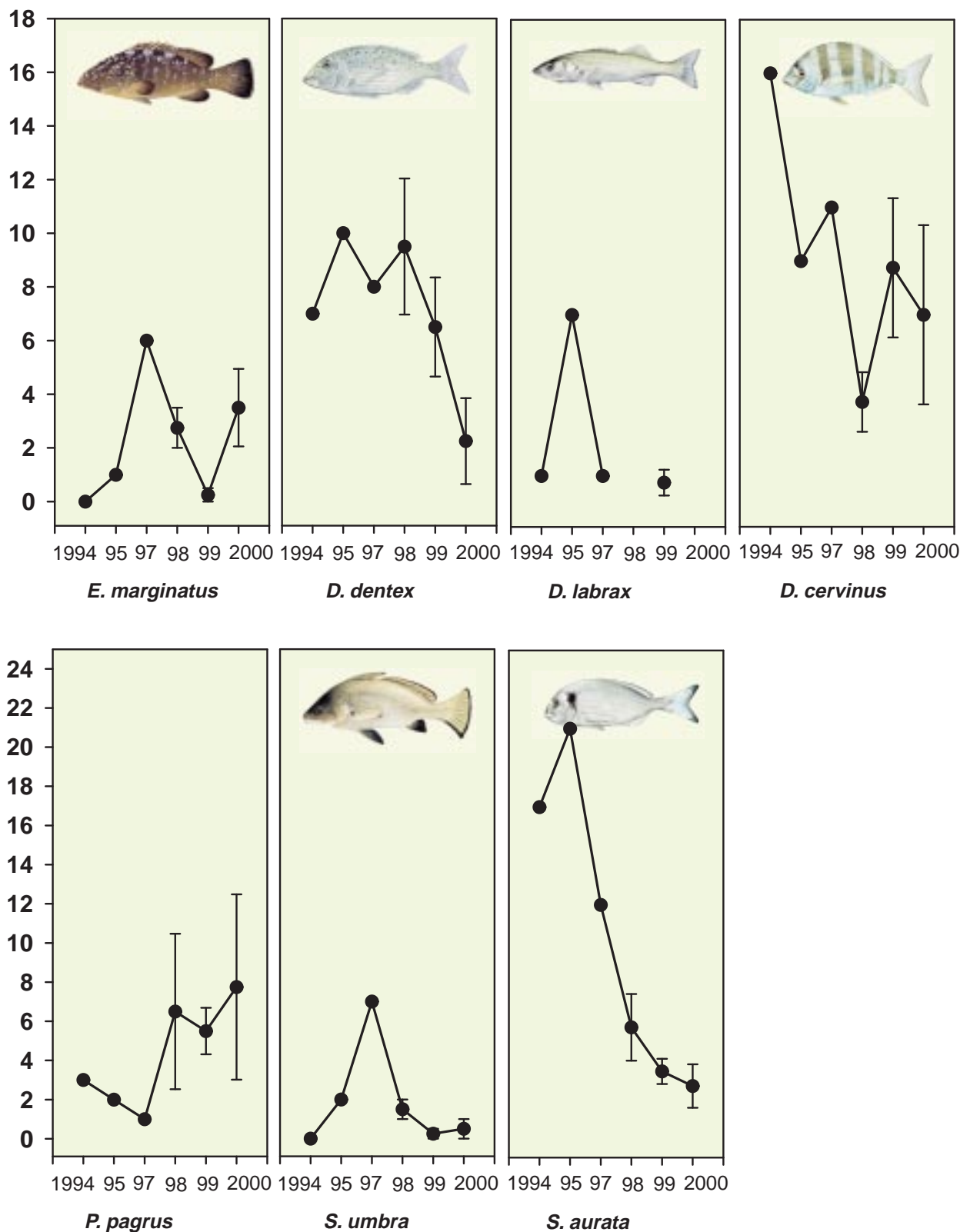


Figura 25. L'aparició dels meros i els corbals l'any 1995 fou el primer indicador de la protecció parcial de la zona compresa entre el Molinet i la Punta Salines. Des d'aleshores l'evolució no ha estat la que seria d'esperar en una zona de protecció parcial. Cal destacar, però, l'aparent recuperació dels meros i els pagres, tot i que la resta d'espècies no presenten aquesta tendència. Cal ressaltar la disminució progressiva de les dorades que s'adiu amb el que ha estat observat a les Medes.

nificativa, la qual cosa vol dir que la disminució observada del 1999 al 2000 s'ha produït en ambdues zones, i que sembla seguir la tendència a dis-

minuir que s'inicià a partir de 1995 (Figura 25).

Els llobarros i els corbals no han estat tractats estadísticament per presentar unes abundàncies

Taula 26. Resultats de les anàlisis de la variància de dos factors (any i zona) que comparen les densitats mitjanes de les espècies més abundants entre la zona parcialment protegida (PP) del Molinet a la Pta. Salines i la no protegida veïna (NP) de la Pta. Salines al Negre del Falaguer els anys 1999 i 2000.

	SS	g. ll.	MS	F	p
<i>E. marginatus</i>					
Any	0,585	1	0,585	1,285	0,279 n.s.
Error	5,464	12	0,455		
Zona	0,005	1	0,005	0,003	0,968 n.s.
Error (any x zona)	2,033	1	2,033		
Any x zona	2,033	1	2,033	4,466	0,056 (n.s.)
Error	5,464	12	0,455		
<i>D. dentex</i>					
Any	2,652	1	2,652	7,532	0,018 *
Error	4,226	12	0,352		
Zona	3,681	1	3,681	18,756	0,144 n.s.
Error (any x zona)	0,196	1	0,196		
Any x zona	0,196	1	0,196	0,557	0,470 n.s.
Error	4,226	12	0,352		
<i>D. cervinus</i>					
Any	0,168	1	0,168	0,333	0,575 n.s.
Error	6,052	12	0,504		
Zona	0,073	1	0,073	39,040	0,101 n.s.
Error (any x zona)	0,002	1	0,002		
Any x zona	0,002	1	0,002	0,004	0,952 n.s.
Error	6,052	12	0,504		
<i>P. pagrus</i>					
Any	1,308	1	1,308	1,991	0,184 n.s.
Error	7,884	12	0,657		
Zona	0,816	1	0,816	1,662	0,420 n.s.
Error (any x zona)	0,491	1	0,491		
Any x zona	0,491	1	0,491	0,748	0,404 n.s.
Error	7,884	12	0,657		
<i>S. aurata</i>					
Any	1,864	1	1,864	5,815	0,033 *
Error	3,846	12	0,320		
Zona	0,071	1	0,071	0,157	0,760 n.s.
Error (any x zona)	0,452	1	0,452		
Any x zona	0,452	1	0,452	1,409	0,258 n.s.
Error	3,846	12	0,320		

molt baixes. De fet, els llobarros no han aparegut en els censos de l'any 2000, essent només testimonials en els corresponents a la zona parcialment protegida l'any 1999. Els corballs són totalment absents de la zona no protegida i presenten unes densitats mitjanes molt baixes a la zona del Molinet.

Tot i que el nombre de censos és relativament baix, els resultats de comparar les abundàncies mitjanes de 1999 i 2000 (Taula 25), assenyalen com a significativa la disminució del mero i, gairebé significativa, la del corball de 1998 a 1999.

Si en comparar les abundàncies mitjanes de la zona parcialment protegida (del Molinet a la Pta. Salines) amb les de la zona veïna no protegida (de la Pta. Salines al Negre del Falaguer) en 1999 hom obtenia en general unes densitats més altes de gairebé totes les espècies a la zona no protegida, enguany la situació es reverteix, i la majoria de les espècies són més abundants dins la zona de protecció parcial, llevat del déntol que continua sent molt més abundant a la zona no protegida (Figura 26).

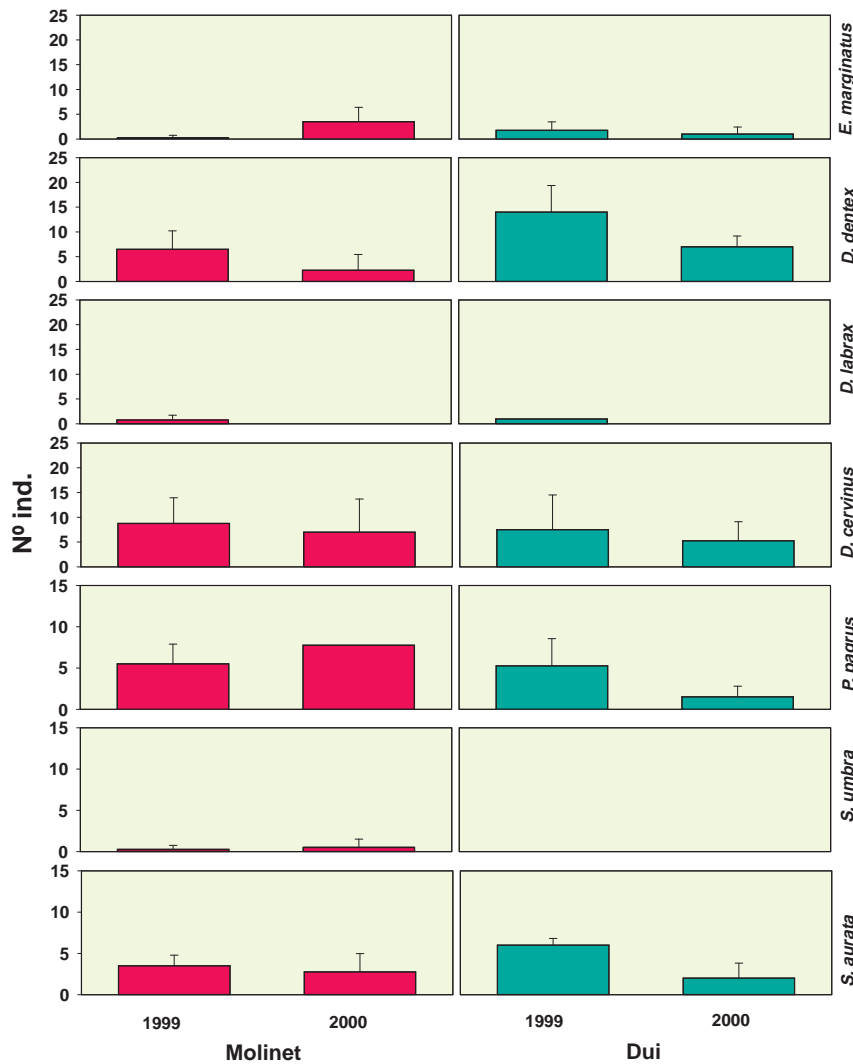


Figura 26. Llevat dels corballs i els llobarros, que hi són absents, la resta d'espècies altament vulnerables presenta unes densitats mitjanes (\pm Se) similars o fins i tot superiors a la zona no protegida de la Pta. Salines al Negre del Falaguer respecte de la zona parcialment protegida de la Pta. Salines al Molinet. En qualsevol cas, el nombre de meros s'ha incrementat lleugerament a la zona parcialment protegida i ha disminuït a la no protegida.

DISCUSSIÓ

Meros

L'any passat semblava confirmar l'estabilització del nombre d'exemplars iniciada l'any 1997 que difuminava la relació positiva entre el nombre d'individus i els anys transcorreguts des de l'inici del seguiment, i que tenia el seu origen en els notables increments que es varen produir de 1991 fins a 1996. Hom aventurava en l'esmentada memòria que la relativa estabilització de la població podia obeir, bàsicament, a dos factors: d'una banda a que l'entrada de nous exemplars principalment joves (de 40cm o menors) es veïés limitada per factors aliens a la pròpia població; i de l'altra a la possibilitat que la densitat de meros a les illes Medes hagués arribat al nivell màxim de la capacitat de càrrega del sistema i es trobés, per tant, saturada. Enguany, el nombre observat de meros al voltant de les Illes Medes torna a experimentar un cert increment

respecte dels anys precedents. Aquest augment torna doncs a reforçar la tendència positiva que es mantenia des de l'inici i desmenteix les sospites d'una saturació de la capacitat de càrrega de la AMP. Tanmateix, val la pena recordar que l'increment s'opera bàsicament a les zones que tradicionalment mostraven les densitats més baixes (sector nord-est de la Meda Gran, entre el Salpatxot i la Cova de la Vaca) i que a les zones on tradicionalment hi ha més meros les densitats no canvien. Així que el que hom observa és un desplaçament del patró de distribució territorial de la població que abans era extremadament asimètric i que ara ve a fer-se més equilibrat en tendir a saturar les àrees menys ocupades. Si l'any 1991 una gran part de la població de les illes Medes (un 67% aproximadament) es concentrava a la zona dels Tascons i les Ferranelles, enguany i tot i mantenir un apreciable nombre de meros en termes absoluts, aquesta zona només representa un 32% del total de meros observats. Ben al contrari, la zona del Sal-

patxot a la Cova de la Vaca ha passat de representar un 12,7% l'any 1991, fins a més d'un 45% dels exemplars que han estat observats l'any 2000 (Figura 3). Algú voldrà veure en aquestes manifestacions símptomes de respostes denso-dependents associades a interaccions de competència intra-específica. La distribució dels meros al voltant de les Medes seguiria el model de la "distribució lliure ideal" (Ideal Free Distribution) proposat per Kramer & Chapman (1999) que suggereix que els animals són lliures d'entrar i compartir qualsevol recurs inclòs l'hàbitat. Si els beneficis que obtenen estan negativament relacionats amb la densitat, els animals s'escamparan vers altres hàbitats i aquells hàbitats més adients atrauran un nombre major d'individus. El procés es continuaria fins a arribar a una situació estable en la que la densitat en cada hàbitat seria la ideal amb relació als recursos que aquest pot oferir. Aquest model prediu que la densitat en cada hàbitat estarà positivament correlacionada amb la seva qualitat, i que qualsevol increment en l'abundància de la població portaria a l'ocupació d'hàbitats de menys qualitat.

En el cas concret dels mascles, és indubtable que aquest defenen activament llur territori en front de les intrusions d'altres mascles, la qual cosa sembla ser un exemple particular d'un altre model anomenat distribució despòtica ideal (Ideal Despotic Distribution, segons Kramer & Chapman, 1999) segons el qual el territori és un factor clarament limitant i els territoris més adients serien ocupats pels mascles més competitius (més grossos o agressius). A les Medes, el nombre de mascles, que sembla romandre constant al voltant d'uns 20 individus, estaria limitat als territoris disponibles. L'accés a l'estatus de mascle territorial es regularia bé per una repressió social de la inversió sexual, tal i com ha estat demostrat en d'altres espècies (Lejeune, 1987), bé per l'existència de mascles sense territori ("floaters").

Altres espècies de peixos vulnerables

Pel que fa a la resta d'espècies altament vulnerables hom ha de dir que sembla que enguany llurs poblacions tendeixen a decreixer, invertint així la tendència de l'any anterior. La disminució de la densitat és més acusada en el sarg imperial, mentre que no hi ha canvis apreciables en les poblacions de corballs. Els decrements en densitat porten associat quasi sempre un increment de la talla mitjana; aquest és el cas del déntol, lloba-

rro, pagre i dorada. És evident que aquestes dades s'han de prendre amb precaució. El propi caràcter de peixos gregaris i molt mòbils com són el llobarro i el déntol, fa que les variacions en els censos d'un dia a un altre puguin ser pregones. Especialment significatives semblen les baixades en les densitats de pagres i dorades que ja venien de valors baixos ens els anys precedents. Pel que fa al pagre, aquesta és una espècie de distribució profunda, i a les illes Medes no observem més que la presència estacional d'individus de petita talla; en conseqüència, l'aparició i l'abundància de pagres als nostres censos es pot considerar bastant aleatòria. Hom creu que la disminució de la densitat de les dorades, una tendència experimentada des de 1994, pot obeir a cicles d'abundància deguts a variacions naturals en el reclutament anual, o bé a factors molt menys abstractes com podria ser la pesca excessiva de l'espècie fora de l'àmbit estrictament protegit de les illes Medes. És gairebé segur que la superfície (home range) en la que regularment es mou la dorada (i d'altres espècies, com el déntol o el llobarro) supera la pròpia àrea estrictament protegida de les illes Medes, i molts individus d'aquestes espècies mòbils poden sortir, ocasionalment o habitual, de l'àrea de la AMP i esdevenir vulnerables a la pesca professional i esportiva. Així variacions en les abundàncies o les talles d'aquestes espècies poden deure's a esdeveniments que ocorrin fora de la zona protegida ja que sembla difícil explicar aquestes variacions en funció d'una pesca furtiva regular, no detectada per la guarderia de la AMP. L'estudi de l'àrea en la que es mou una espècie sembla ser, en l'actualitat, un factor fonamental per a dissenyar noves zones protegides o esbrinar quin efecte de protecció tenen les actuals (Kramer & Chapman, 1999).

Pel que fa a la zona parcialment protegida del Molinet a la Pta. Salines, i malgrat una relativa millora respecte als censos de 1999, hom no pot deixar de ser pessimista sobre la seva capacitat per a recuperar unes poblacions de peixos remarcables. L'evolució d'aquesta zona de AMP que ja compta amb 10 anys d'història, no s'adiu amb el ritme de recuperació de les poblacions de peixos d'altres AMP de la mateixa època (com Cabrera, Columbrets, Cabo de Palos, Carry-le-Rouet, etc.; Harmelin et al., 1995; García-Rubies, 1997; García-Charton, 1999). La presència quasi testimonial dels meros, l'absència total de llobarros i quasi total de corballs en els censos parla ben a les clares de la sobre-pesca a que es troba sotmès aquest sector de costa, encara més si es compara

amb les densitats obtingudes pels mateixos mètodes a les veïnes Illes Medes. Un any més no existeixen diferències significatives (Taula 26) entre les densitats d'aquesta zona, parcialment protegida, i les de la zona immediata, totalment oberta a tot tipus de pesca; i quan existeixen, les diferències són sovint a favor de la zona no protegida, com és enguany el cas dels déntols. Més preocupant que les densitats, les talles observades en aquestes dues zones corresponen sovint a individus immadurs i són espectacularment inferiors a les talles de la zona estrictament protegida de les Illes Medes.

Un any més hem estat testimonis de que la caça submarina es practica regularment a la zona. En ser la majoria d'aquestes espècies molt vulnerables a la caça submarina (García-Rubies, 1997), no es aventurat assegurar quin ha estat l'origen d'aquest enrarament a la zona. Alternativament, i si la caça submarina il·legal no fos un factor important, no quedaria més remei que considerar que la pressió de pesca artesanal que s'aplica a la zona (que encara que mancats de dades quantitatives considerem molt reduïda) seria encara excessiva i incompatible amb l'aspiració d'una futura recuperació de les poblacions d'aquestes espècies.

BIBLIOGRAFIA

- Bell J. D., 1983 - Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the North-Western Mediterranean Sea. *J. Appl. Ecol.*, 20: 357-369.
- Bohnsack, J. A., 1990 - The potential of marine fishery reserves for reef management in the US southern Atlantic. NOAA. *Tech. Rep. NMFS*, 261.
- Chauvet, C., 1988 - Etude de la croissance du mérout *Epinephelus guaza* (Linné, 1758) des côtes tunisiennes. *Aq. Liv. Res.*, 1: 277- 288.
- Chauvet, C., 1990 - Statut d'*Epinephelus guaza* et éléments de dynamique des populations méditerranéenne et atlantique. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. CF. Boudouresque, M. Avon I V. Gravez. Gis Posidonie Publ., France: 255-275.
- Chauvet, C. G. Barnabé, C. H. Bianconi, J. L. Binche, J. G. Harmelin & P. Robert, 1991 - Recensement des mérouts *Epinephelus guaza* (Linné, 1758) dans les réserves et parcs marins des côtes françaises. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. CF. Boudouresque, M. Avon & V. Gravez. Gis Posidonie Publ., France: 277-290.
- Dupuy, J. & J.-G. Harmelin, 2000. *Le peuple de la mer*. Ed. Jeanne Laffitte. Marsella.
- Francour, P., 1991 - The effects of protection level on a coastal fish community at Scandola, Corsica. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 46: 65-81.
- Francour, P., 1994 - Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta.*, 17(3): 309-317.
- García-Charton, J.A., 1999. *Estructura espacial, dinámica temporal y hábitat del poblamiento de peces litorales mediterráneos*. Tesis Doctoral. Universitat de Murcia.
- García-Rubies, A & M. Zabala, 1990 - Effects of total fishing prohibition on the rocky assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci. Mar.*, 54(4): 317-328.
- García-Rubies, A., 1997 - *Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània Occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- GEM (Groupe d'Étude du Mérou), 1993. *Inventaire des mérouts du Parc National de Port Cros: Campagne d'octobre 1993*: 11-15.
- GEM (Groupe d'Étude du Mérou), 1996. *Le mérout brun en Méditerranée*. Hyères.
- Gracia, V., 1996 - *Estudio de la biología y las posibilidades de cultivo de diversas especies del género Epinephelus*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Guiselin, M. T., 1969 - The evolution of hermaphroditism among animals. *Q. Rev. Biol.*, 44: 189-208.
- Harmelin, J. G., 1987 - Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *P. S. Z. N. I.: Marine Ecology*, 8(3): 263-284.
- Harmelin, J.G., F. Bachet & F. Garcia, 1995 - Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *P. S. Z. N. I.: Marine Ecology*, 16 (3): 233 - 250.
- Harmelin-Vivien, M. L., J. G. Harmelin, C. Chauvet, C. Duval, R. Galzin, P. Lejeune, G. Barnabé, F. Blanc, R. Chevalier, J. Cucler & G. Lasserre, 1985 - Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methodes et problemes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40: 467-539.
- Kellert, S.R., 1986. Social and Perceptual Factors in the Preservation of Animal Species. En: "*The Preservation of Species. The Value of Biological Diversity*" (ed. B.G. Norton). Princeton University Press. Princeton, pp: 50-73.
- Kramer, D. L., & M. R. Chapman, 1999 - Implications of fish home range size and relocation for a marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes*, 55: 65-79.

- Lejeune, P., 1987 - The effect of local stock density on social behavior and sex change in the Mediterranean labrid *Coris julis*. *Env. Biol. Fish.*, 18(2): 135-141.
- Louisy, P., 1996 - Principaux patrons de coloration du mérrou brun *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (*Pisces: Serranidae*) en période d'activité reproductrice. *Revue fr. Aquariol.*, 23: 21-32.
- Sanchez-Lizaso, J.L., Goñi, R., Reñones, O., García-Charton, J.A., Galzin, R., Bayle, J.T., Sanchez-Jerez, P., Perez-Ruzafa, A., & A.A. Ramos, 2000. Density dependence in marine protected populations: a review. *Env. Cons.*, 27(2): 144-158.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf, 1979 - *Biometry*. Ed. W. H. Freeman, New York.
- StatSoft Inc., 1995 - *Statistica*, Tulsa, Oklahoma (USA).
- Underwood, A. J. , 1997. *Experiments in Ecology*. Cambridge University Press.
- Zabala, M., A. Garcia-Rubies, P. Louisy & E. Sala, 1997a - Spawning behaviour of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (*Pisces: Serranidae*) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Sci. Mar.*, 61: 65-77.
- Zabala, M., P. Louisy, A. Garcia-Rubies & V. Gracia, 1997b - Socio-behavioural context of reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (*Pisces: Serranidae*) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Sci. Mar.*, 61: 79-89.
- Zar, J. H., 1984 - *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Inc. New Jersey.

CONCLUSIONS I RECOMANACIONS

CONCLUSIONS I RECOMANACIONS

Com en anys precedents aquest apartat és concebut a tall de resum, o per a aquells que, interessats en conèixer els resultats principals del seguiment de 2000 i l'evolució de les sèries endegades (en la seva majoria) en 1991, vulguin estalviar-se el gruix dels detalls. Les principals recomanacions de gestió que es deriven de l'estudi estan assenyalades en **negreta** per tal de remarcar-ne la importància.

Si durant els anys precedents advertíem, i en part ens planyíem, de les inevitables dents de serra que emmascaraven les tendències, observades en el seguiment del patrimoni natural de l'Àrea Marina Protegida de les Illes Medes (AMP), creiem que la tenacitat d'aquests deu anys de seguiment comença a donar els seus fruits. A mida que es va acotant el marge de variació que podem atribuir a l'error metodològic (conseqüència inevitable de la forma visual de realitzar les estimes i del recanvi generacional dels observadors) i a la pura variabilitat interanual, es comencen a perfilar alguns resultats que ja podem considerar molt robustos. No tots aquests resultats són bons, o no tan bons com aspiraríem a obtenir els qui seguim creient que les Àrees Marines Protegides constitueixen una eina adequada per a la salvaguarda de la Biodiversitat i del Patrimoni Natural marí, i estem compromesos a demostrar-ho.

Evolució durant l'any 2000

Posidonia oceanica

Començant per la visió més gratificant, veiem com la praderia de *Posidonia oceanica* continua confirmant la recuperació observada de forma modesta però continuada des del 1995 en els seus paràmetres de biomassa; aquesta recuperació li ha permès superar ja des de fa dos anys els valors de qualitat biològica observats en 1984. La política de substitució de morts de fondeig per barrines clavades a la sorra, junt amb l'acompliment de la prohibició de llançar l'àncora, dona bons resultats. A les conclusions d'aquest apartat **hom referma la conveniència de continuar amb la política dels anys anteriors d'eliminar totalment els morts de fondeig de la praderia i mantenir el balisament del seu límit inferior amb la línia de boies que delimita dues zones, una interior sense morts i una zona exterior en la que la col·locació de morts de fondeig no suposaria cap problema per a les fanerògames**. A més, **hom referma la conveniència d'estudiar la qualitat de l'aigua**, a la que tradicionalment hom ha atribuït molts dels efectes de la degradació de les praderies, i la revisió, en períodes d'uns 5 anys, de la cartografia que va ser actualitzada l'any 1997.

Corall (*Corallium rubrum*)

Les poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*) que varen evolucionar de forma positiva en el període 1991-1995 han anat mostrant una a una símptomes de declivi. Si en 1999 hom va detectar els estralls de l'espoli sistemàtic d'alguns sectors de les Medes per part de corallers furtius (vegeu l'informe annex realitzat per l'ocasió), aquest any han estat dues poblacions les que acusen una pèrdua neta en l'estructura de talles i/o en la densitat. Finalment, només un dels vuit sectors monitoritzats continua manifestant una tendència neta de creixement dels seus paràmetres de talla; els altres set s'han vist implicats un any o altre en una reculada que els situa sovint en valors inferiors als de partida en 1991. La recomanació recollida en aquest apartat **suggereix encoratjar les mesures de vigilància contra l'extracció furtiva de corall**.

Gorgònia roja (*Paramuricea clavata*)

El control de la supervivència de les poblacions de la gorgònia *Paramuricea clavata* confirma un any més els preocupants valors obtinguts en els anys precedents, en el sentit que la mortalitat per arrabassament a les zones més intensament visitades (al voltant d'un 7 %) duplica la mortalitat observada a les comunitats menys visitades (al voltant d'el 3 %). A més, les xifres de mortalitat superen de molt els valors de reclutament que, quan són detectables, ho són sempre de forma testimonial. A qui tingui la temptació de subvalorar la importància d'aquesta "petita" diferència, cal recordar-li que es tracta d'una espècie especialment parsimoniosa en el creixement (en promig, 1 cm d'alçada total per any), de baixes taxes de reclutament (discontinuu, només perceptible alguns anys) i, en conseqüència, possiblement també en les seves taxes de mortalitat natural. Es confirma que ja no queden localitats a la costa immediata del Montgrí amb *Paramuricea clavata* que es puguin considerar representatives de la situació de baixa freqüentació: el control situat al lloc anomenat Puig de la Sardenya ha deixat de ser-ho en els últims anys degut a la creixent pressió d'escafandristes, i les mortalitats observades en els últims cinc anys confirmen aquest canvi. Això reforça i fa més urgent el ja antic suggeriment de **traslladar al Montgrí el sistema de gestió del fondeig per a busseig a zones amb gorgònia roja (boies fixes; prohibició de llençar l'ancora) de que ja gaudeixen les Medes. Però aquest suggeriment no resol més que parcialment el problema. La mortalitat de les gorgònies a les zones molt visitades de les Medes reforça la importància de l'impacte causat per una freqüentació excessiva sobre la fauna bentònica sèssil. Poques vegades una monitorització produirà uns efectes més nítids. Sense ànim d'atjar cap polèmica i fins que es puguin presentar evidències contràries, refermem la nostra proposta de **reduir sensiblement la freqüència actual de les visites subaquàtiques fins als nombres que sempre hem cregut més apropiats.****

Garotes (*Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula*)

Després d'uns anys en que les poblacions de la garota comestible *Paracentrotus lividus* tendien a augmentar en densitat dins la reserva, disminuint així les diferències amb les poblacions de costa no protegida, enguany es confirma la tendència de l'any passat a divergir de nou. Aquesta tendència s'interpreta en clau positiva com una demostració de la capacitat dels peixos de la AMP d'exercir un cert control depredador sobre les poblacions d'una espècie, la garota, que si assoleix densitats excessives pot causar impactes molt negatius sobre la flora bentònica. Tanmateix, el paper regulador no resulta tan clar com prediuen els models i sembla inevitable acceptar la incapacitat de les poblacions de peixos (ni tan sols a densitats tan altes com les observades a la Reserva de les Medes) per a controlar efectivament les poblacions de garotes quan es dona el doble requeriment de forts reclutaments i refugis adequats. Aquests resultats poden tenir una notable transcendència aplicada per al maneig dels fons rocosos litorals.

Les poblacions de la garota negra *Arbacia lixula* (incorporada al seguiment en els últims cinc anys), també mostren un cert declivi després d'uns anys inicials expansius. Aquesta tendència sembla produir-se per igual a l'interior i a l'exterior de la AMP i no sembla ser atribuïbles a cap efecte regulador de la zona protegida.

Llagosta (*Palinurus elephas*)

El cens de llagostes de 2000 representa els valors més baixos de densitat des de l'inici del seguiment. Encara, un fort percentatge dels individus que engreixen aquest magre cens són individus juvenils del primer o segon any, i per tant immadurs sexualment. La interpretació a aquesta tendència ja ha estat oferta en anys anteriors:

donada la mobilitat de l'espècie i l'ample rang espacial ocupat pels individus al llarg de la seva existència, l'espai protegit de les Illes Medes té una superfície insuficient per albergar una població resident en el curs d'un cycle biològic complet. Per tant, hem de veure la població de llagostes com una població oberta, que esmerça només una part petita de la seva vida dins la zona de les Illes Medes. Abans i després del seu pas per la AMP, les llagostes queden exposades a tots els atzars de depredació i captura de la resta de la costa. De forma que no trobem altres criteris, per a millorar la supervivència de l'estoc des de la perspectiva de la Reserva, que **garantir la seva conservació mentre romanen dins d'ella.**

Un any més hom ha observat l'assentament anual a les Medes i a la costa immediata; hom ha procedit a estudiar l'evolució de la supervivència i del creixement d'aquests nous assentats. Enguany, el reclutament va ser inferior al dels anys precedents i per a la fi de la tardor la majoria dels individus havien mort o havien abandonat els llocs d'assentament.

Nero i altres peixos vulnerables

La població de nerros de la AMP és la única que ha experimentat un moderat increment en els seus efectius, continuant la tendència positiva iniciada en 1993. La població censada enguany, la més nombrosa des de l'inici del seguiment, ens dona un balanç d'uns 150 individus, dels que uns 20 són mascles territorials reproductors. En compensació a l'augment de la densitat la talla mitjana ha decrescut discretament suggerint que l'entrada de nous individus s'ha basat en nerros de les talles més petites.

En contrast, les poblacions de tots els altres peixos "altament vulnerables" han mostrat disminucions en els seus efectius, amb excepció del corball, que presenta valors molt semblants als de l'any precedent. Resulta agosarat, en aquest cas, interpretar les disminucions en termes de furtivisme car les espècies implicades són les menys sedentàries, o per dir-ho amb més precisió, les més mòbils i per tant susceptibles d'haver estat pescades legalment fora dels límits de la Zona Estrictament Protegida. Una altra causa d'aquest biaix negatiu pot raure en el caràcter gregari d'algunes d'aquestes espècies (llobarro, déntol, sarg imperial) que confereixen més risc d'error metodològic als recomptes. En compensació, les talles mitjanes de totes les espècies controlades s'han recuperat (amb l'excepció del corball, *Sciaena umbra*).

Val a dir que les densitats i talles d'aquestes espècies dins la Reserva són molt satisfactòries i segueixen constituint una base fonamental del seu atractiu.

Pel que fa a la zona parcialment protegida des de 1990 que va del Molinet a la Punta Salines, hom confirma els pobres resultats dels anys precedents, tot i que la densitat de nerros va augmentar discretament. La comparació amb la fauna de peixos de la costa immediata no protegida (Cap d'Utrera- Illa del Dui) confirma que no existeixen diferències, o a vegades són a favor de la zona no protegida. Després de 10 anys de protecció nominal, la ictiofauna d'aquest sector no ha evolucionat favorablement com ho va fer a l'espai insular de les Medes. El caràcter més preocupant són les talles ínfimes dels pocs individus censats, que contrasten obertament amb les dels individus de la Zona Estrictament Protegida de les Medes. La pobresa de la recuperació de la ictiofauna podria ser deguda a moltes causes, com el caràcter continu (no insular) de la zona, que propiciaria la fugida dels peixos fora dels límits, la naturalesa topogràfica dels fons, el règim de corrents, l'existència residual (observada) de caça submarina, o l'impacte real de la pesca artesanal regulada. En tot cas, **aquests resultats han de ser tinguts en compte quan es plantegen els beneficis esperables d'una hipotètica extensió d'aquest règim de gestió a la resta de la costa del Montgrí.**

Tots aquests resultats sumats aporten indicis prou evidents per recelar de l'eficàcia del sistema de vigilància aplicat a les Illes Medes, que resulta clarament insuficient i s'exerceix en èpoques i hores que, sent les de màxima afluència, no resulten les més adequades per combatre les pràctiques furtives. Els gestors respon-

sables d'aquest patrimoni natural han d'entendre que el risc de ser espoliat, talment com succeeix amb el patrimoni artístic, augmenta a mida que creix el seu valor. Mentre els recursos de la costa no subjecta a mesures de protecció especial van malauradament disminuint, es fa més flagrant la diferència entre el que hi ha dins i el que hi ha fora de la Reserva. Com sigui que, a més, aquestes espècies de peixos tenen un preu de mercat gens menyspreable, no cal complicar-se en arguments estranys per entendre l'interès de les pràctiques furtives. La facilitat per acometre impunement una "rendible" captura de peixos a les illes Medes, a plena llum del dia, és tan palesa que hom s'estranya que aquests fets no s'hagin produït amb més freqüència. Aquestes observacions, que venen de molt antic, han estat trameses reiteradament als gestors a través de les reunions del Consell Assessor i si no havien estat traslladades a paper imprès fins avui era per un criteri de prudència i per la manca d'evidències explícites. A partir d'ara sabem que la qualitat de la ictiofauna de les Medes (que, al marge de consideracions conservacionistes, rendeix uns importants beneficis en forma de turisme) tindrà un preu en vigilància més elevat, possiblement molt més elevat, del que hom ha volgut concedir-li. Com a conclusió evident, **recomanem la reconsideració de tot el pla de vigilància de la Reserva, l'assignació de més recursos humans i materials (embarcacions), l'aplicació de torns diürns i nocturns, regulars i irregulars de vigilància**, i de les nombroses tècniques que sense dubte existeixen per lluitar contra aquesta forma específica de delictes.

Avaluació global de la sèrie de deu anys (1991-2000)

Per ponderar les coses a la seva justa mesura cal començar per dir que, en general, el patrimoni natural de l'Àrea Marina Protegida de les illes Medes, o al menys els segments d'aquest patrimoni seleccionats en el nostre seguiment, surten molt ben parats davant de qualsevol comparació amb espais perifèrics o de més allunyats: en la majoria dels casos les poblacions de les Medes són molt més riques en densitat, per les talles, i de retruc en biomassa que les dels espais no protegits. Dit això, cal matisar tot seguit que moltes d'aquestes diferències positives no són mèrit de les mesures de protecció endegades des dels anys 80, sinó que venen de molt antic i sovint tenen el seu origen en les característiques úniques i sovint irrepetibles d'aquest petit arxipèlag. Per exemple, no hi ha una praderia de posidonies o un bosquet de gorgònies roges millor a la costa circumdant, per la senzilla raó de que no hi ha posidonies i quasi no hi han gorgònies vermelles a la costa circumdant. Possiblement les causes són històriques o estan associades a diferències topogràfiques o físiques independents de causes antròpiques.

Així que a l'hora de valorar els mèrits de la gestió realitzada des del moment de la promulgació de la llei 19/90 de 10 de Desembre, el que sembla pertinent és avaluar l'evolució d'aquest patrimoni per referència als valors de qualitat que mostrava en 1991, quan es varen posar en marxa de forma rutinària la majoria dels controls. La Taula que s'adjunta vol ser un intent de resumir aquesta evolució per un sistema gràfic de fletxes que pugen (quan capitalitzem patrimoni) o baixen (quan en perdem); la última columna vol ponderar en termes percentuals els guanys o pèrdues acumulades entre l'any inicial i el 2000. Com es pot observar, un significatiu nombre de fletxes descendents i un bon nombre de casos en que el balanç numèric final és negatiu ens avisen que no tot ha anat bé durant aquests anys a les Medes. Encara més, si volem acceptar aquests resultats amb el sentit crític i d'equanimitat necessaris, hem de convenir que hi ha massa coses que van malament. Està clar que si els comparem amb l'evolució dels controls realitzats a la costa immediata, fora de la AMP, conclourem que les coses podien haver anat encara molt pitjor. Que cadascú tregui les conseqüències que més li plaguin en funció del seu estat d'ànim i de la seva posició davant la qüestió. Però la nostra perspectiva és avui molt més contundent que

	Valor Inici (any)	1992*	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	Valor màxim assolit (any)	Valor 2000	Diferència inici- final (%)	Diferència màxim- final (%)
AMP Illes Medes														
Posidònia ⁽¹⁾	386.6 (1991)	↓	↑	↓	↑	↑	↑	↓	↑	↑	597.2 (1999)	597.2	+ 54	0
Posidònia ⁽²⁾	48.1 (1991)	↑	↓	↓	↓	↑	↑	↑	↑	↓	48.3 (1999)	48.3	+ 1	0
Garotes ⁽³⁾	-2.0 (1991)	↑	↓	↓	↓	↑	↑	↓	↓	↑	-7.8 (1995)	-7.4	+ 260	- 5
Gorgònies ⁽⁴⁾	62.5 (1991)	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	62.5 (1991)	31.6	- 50	- 50
Corall ⁽⁵⁾	3.8 (1991)	↑	↑	↑	↓		↓	↓	↓	↓	4.7 (1994)	4.0	+ 5	- 14
Llagostes ⁽⁶⁾	123 (1994)			↑	↓	↓	↑	↑	↓	↓	159 (1994)	80	- 35	- 50
Neros ⁽⁷⁾	55 (1991)	↑	↓	↑		↓	↑	↓	↑	↑	145 (2000)	145	+ 163	0
Dèntols	15.3 (1992)		↓	↑		↑	↑		↓	↓	51.5 (1997)	30.9	+ 102	- 40
Llobarro	14.6 (1992)		↑	↑		↑	↓		↑	↓	126 (1999)	89.9	+ 515	- 29
Sarg Imperial	43.5 (1992)		↑	↑		↓	↓		↑	↓	91 (1999)	68.5	+ 57	- 25
Pagre	13.3 (1992)		↑	↑		↓	↑		↑	↓	26.9 (1999)	8.3	- 38	- 69
Corball	46.5 (1992)		↑	↑		↑	↓		↑	↓	98.6 (1999)	92.4	+ 99	- 6
Dorada	56.4 (1992)		↑	↑		↓	↓		↑	↓	96.6 (1994)	22.5	- 60	- 77
No AMP														
Garotes	2.0 (1991)	↓	↑	↑	↑	↓	↓	↑	↑	↓	7.8 (1995)	7.4	- 260	+ 5
Gorgònies	63 (1994)	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	63 (1994)	43	- 32	- 32
Corall	3.3 (1991)	↑	↑	↑	↓		↓	↓	↓	↑	3.9 (1994)	3.4	+ 2	- 15
AMP Parcial														
Neros	0 (1994)				↑		↑	↓	↓	↑	6 (1997)	3.5	+	- 41
Dèntols	7 (1994)				↑		↓	↑	↓	↓	10 (1995)	2.3	- 67	+ 77
Llobarro	1 (1994)				↑		↓		↓		7 (1995)	7	+ 700	+ 700
Sarg imperial	16 (1994)				↓		↑	↓	↑	↓	16 (1994)	7	- 56	- 56
Pagre	3 (1994)				↓		↓	↑	↓	↑	7.8 (2000)	7.8	+ 160	0
Corball	0 (1994)				↑		↑	↓	↓	↑	7 (1997)	0.5	+	- 93
Dorada	17 (1994)				↑		↓	↓	↓	↓	21 (1995)	2.8	- 84	- 87

* Les fletxes indiquen un augment o una disminució respecte l'any anterior

1-Densitat de feixos de *Posidonia oceanica* en (feixos/m²)

2-Cobertura de feixos de *Posidonia oceanica* en (%)

3-Diferències de densitat de garotes (ind/m²) entre les poblacions de dins i fora de la MPA. Un nombre excessiu de garotes es considera una situació indesitjada, ja que mostra un desequilibri entre el paper desestabilitzador del reclutament i el paper controlador de la depredació. Així, una diferència negativa a favor de la MPA es considera un resultat positiu (signe +); en el mateix sentit, un augment de les diferències negatives a favor de la MPA es considera un resultat favorable a la MPA (fletxa ↑) i una disminució de les mateixes, un resultat desfavorable (fletxa ↓).

4-Densitats de gorgònies dins la reserva en (ind/m²). L'evolució de la taula està calculada afectant la densitat inicial dels valors anuals de mortalitat per arrabassament de les colònies i de reclutament.

5-Diàmetre mig (mm) de les colònies de corall de totes les estacions barrejades.

6-Nombre absolut de llagostes censat sobre un nombre de corredors fixos estandaritzats.

7-Tots els valors de peixos representen el nombre global d'individus observats en la zona de la MPA i ha estat calculada afegint als valors mitjans dels recorreguts repetits els valors instantanis obtinguts en els corredors no r

fa uns anys: **hi ha evidències manifestes que la AMP de les Illes Medes no està reeixint en l'objectiu de capitalitzar patrimoni en termes absoluts en alguns dels indicadors estudiats.**

Temptativament podem atribuir aquesta evolució negativa a **tres tipus de causes:** i) per un costat, **l'erosió involuntària produïda per unes quotes de freqüentació excessiva** que està perjudicant principalment a la fauna fixa proveïda d'esquelets rígids però fràgils (p.e. corall vermell o gorgònies); ii) a més, la vigilància insuficient no aconsegueix evitar un **furtivisme** que ha anat a més en els últims quatre anys (el corall vermell sense dubte, i potser algunes espècies de peix i les llagostes serien els perjudicats); iii) per últim, la **mida insuficient de l'espai protegit** per donar cobertura durant tot el cicle de vida a algunes de les espècies de més mobilitat o d'àmplia fase de dispersió larvària (p.e. llagosta, pagre, dorada, déntol, llobarro, sarg imperial) no permet garantir que aquestes siguin capturades durant les fases en que escapen de l'AMP. Tanmateix, si aquestes captures han estat realitzades en condicions legals pels pescadors professionals locals, la pèrdua no hauria de ser vista com a tal sinó com un **èxit de l'espai en el que constitueix el seu segon objectiu : exportar biomassa a les zones circumdants i aconseguir així afavorir les pesqueries artesanals locals.** Malauradament, fins al present no ha estat possible avaluar aquesta possibilitat; això es degut a que no existeixen estadístiques de captures ni d'esforç de pesca d'un col·lectiu de pescadors que, ni normativament han estat requerits, ni voluntàriament han mostrat interès per aportar dades de tal natura.

D'aquests tres blocs de causes, **els dos primers cauen plenament dins de les competències dels òrgans de gestió de l'espai i són plenament abordables amb recursos actuals.** El tercer obligaria a replantejar la filosofia global d'espais litorals protegits de Catalunya (si és que aquesta existeix en la forma d'un pla racional i explícit) i possiblement escapa a l'àmbit d'aquesta memòria.

La **reducció de les taxes d'erosió** de la flora fauna fixada, bàsicament de la que pateix d'una i la dinàmica demogràfica més parsimoniosa i que es concentra en les anomenades comunitats coral·lígenes i de les coves submarines, **exigirà amb tota seguretat una reducció de les quotes de freqüentació** d'aquestes comunitats per part del turisme submarí equipat amb escafandre autònom. Des de l'inici del seguiment en 1991 hem mostrat el nostre convenciment de que les xifres autoritzades són excessives i hem recomanat la seva reducció cap a uns valors molt més prudents. Avui no veiem cap motiu, ans al contrari, per modificar la nostra proposta inicial que situava **en 100 immersions diàries la xifra ideal** per al conjunt del perímetre de la Zona Estrictament Protegida, i **en 200 immersions diàries el valor sostre a no ultrapassar** en cap dels casos. És evident que, després de vuit anys de ser ignorada i en les condicions contractuals actuals en que existeix un sistema de concessions contraposat que serà vigent (com a mínim) per tres anys més, la nostra proposta de prudència no ha volgut ser presa en consideració.

Encara dins d'un nombre de visites abusiu existeix cert marge per reduir el seu impacte erosiu (encara que no evitarà tots els efectes nocius derivats del número) **millorant la forma com es realitzen** aquestes visites. La millora rau en dos aspectes : **visites obligatòriament guiades per guies locals** adscrits i/o autoritzats per la AMP i reducció del nombre de visitants per bloc de visita i guia. Els monitors forans que suposadament cobreixen aquesta funció en l'actualitat, quan acompanyen als grups d'escafandristes dels seus clubs d'origen, no poden ser acceptats, sigui quina sigui i sense discutir la seva capacitació professional, perquè no poden garantir ni el coneixement del lloc, ni la seva implicació amb l'AMP en la tasca de protegir el seu patrimoni del mals hàbits dels visitants. Una xifra **de 5 visitants per grup i guia i de dos grups (10 visitants i 2 guies) per viatge** representen la figura més adequada que podem proposar per a la realització de les visites. En cap cas els criteris d'ordre comercial haurien de ser un obstacle per a la realització d'aquests models de visita. En tot cas, i sense que aquest sigui la nostra especialitat, creiem que hi ha molt terreny de

maniobra en el camp econòmic, més que en el biològic, per aconseguir que aquestes recomanacions s'acompleixin sense avortar per això les activitats turístiques. **A través d'un sistema de concessions realment obert i en condicions d'igualtat d'oportunitats, els gestors de l'espai tenen totes les eines a la seva mà per conduir les formes de buceig dins la AMP cap als models desitjats fomentant la lliure competència. El model de concessions actual que garanteix un contracte quasi blindat a un lobby d'empreses basades en un model de visites massificat i ambientalment desferrat no és un model a seguir i hauria de ser el primer objectiu a modificar.**

La reducció (que no eliminació) dels riscos d'espoli per activitats furtives implica dedicar més esforç a les tasques de vigilància, sobretot en les èpoques de l'any (hivern) i franges horàries en que la presència d'altres usuaris (i potencials vigilants passius de la AMP) és més improbable. La vigilància no pot limitar-se als controls en superfície i ha de basar-se en un important esforç de control submarí. L'esforç realitzat en aquest sentit durant els darrers anys ha estat nul o clarament deficient. Les dificultats normatives per aconseguir amb reglaments de seguretat no poden ser una excusa per a bloquejar les tasques de vigilància submarina. Amb tota seguretat, l'espoli de corall vermell que va tenir lloc a plena llum del dia durant els hiverns de 1999 i 2000 es podia haver evitat. Si els gestors de la AMP acorden, en una decisió que només podria tenir justificació financera i política però mai biològica, que no poden incrementar aquest esforç mitjançant els seus recursos propis, encara queden moltes fórmules per **augmentar la cobertura efectiva a través de convenis amb altres cossos de seguretat del propi govern autònom o estatals.** Davant l'absoluta necessitat de protegir aquest patrimoni, els recels o les desavinences polítiques no poden ser la raó real de que no s'assoleixin els màxims nivells de cooperació possibles.

L'existència de beneficis pesquers derivats de la gestió de la AMP ha de ser urgentment documentada. D'una banda, aportarà els arguments necessaris per convèncer a col·lectius més refractaris a acceptar els avantatges de les AMP, i als estaments responsables perquè hi adjudiquin més recursos (p.e. per la vigilància); d'altra banda es fa necessària **una quantificació de les captures realitzades al voltant de la AMP** per a contrastar-les amb les pèrdues de biomassa detectades en el seu interior i atribuïbles alternativament a exportació o a activitats furtives. Aquesta **col·laboració amb els pescadors locals no ha de basar-se en la coacció sinó en la promoció d'estímul, com poden ser programes conjunts de pesques experimentals o l'atorgament de primes per estadístiques de captures.**