



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 2001



UNIVERSITAT DE BARCELONA
Departament d'Ecologia

ÍNDIX

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 2001	9
CENS DE LA COLÒNIA D'ARDEÏDS DE LES ILLES MEDES A L'ANY 2001	19
AVALUACIÓ DE LES COMUNITATS ALGALS DE LES ILLES MEDES I LA COSTA DEL MONTGRÍ	27
SEGUIMIENTO DE LA PRADERA DE <i>Posidonia oceanica</i> DE LES ISLAS MEDES. EJERCICIO 2001	39
SEGUIMENT TEMPORAL DE LA GAROTA COMUNA <i>Paracentrotus lividus</i> EN LES ILLES MEDES. EJERCICI 2001 ...	45
SEGUIMENT TEMPORAL DE LA GORGÒNIA <i>Paramuricea clavata</i> DE LES ILLES MEDES. EJERCICI 2001 ...	59
AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE CORALL <i>Corallium</i> <i>rubrum</i> DE LES ILLES MEDES. EJERCICI 2001	83
AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE LLAGOSTES (<i>Palinurus elephas</i>) DE LES ILLES MEDES. EJERCICI 2001	91
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 (1991-2001)	103
CONCLUSIONS I RECOMANACIONS	135

PRESENTACIÓ

Aquesta Memòria constitueix la onzena remesa, corresponent als resultats obtinguts en 2001, 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 com també han acabat sent molts dels arguments de les seves presentacions. Tanmateix, en complir-se sobradament els deu anys del programa de seguiment, hem volgut fer d'aquesta memòria quelcom de més complet i hem afegit dos aspectes novedosos que fa temps projectavem: hem iniciat el seguiment de les macro-algues més representatives, a les que hem dedicat un capítol específic; i hem intentat presentar una síntesi de les coneixences acumulades durant els darrers 10 anys sobre la dinàmica poblacional de les gorgònies roges *Paramuricea clavata*, per a les que hem desenvolupat un senzill model demogràfic. En la resta tot segueix els mateixos esquemes dels anys precedents. El lector familiaritzat amb la "filosofia" del seguiment pot estalviar-se els arguments que segueixen. Si no els hem eliminat d'aquesta introducció és en un intent de 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. Fa temps que l'excessiu caire exhibicionista i comercial donat a la gestió de les Illes Medes desvirtua l'esperit que semblava desprendre's de la Llei 19/1990 i aquesta situació està reclamant, almenys des del nostre punt de vista, una profunda reflexió sobre el model d'àrea protegida que 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 (beneficis 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'interessos 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 empena” 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 esperonar 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 alentar la temptació de no prosseguir amb aquests seguiments. Confiem 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 modeliques, 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 Gener de 2002

CENS DE LA POBLACIÓ NIDIFICANT DEL GAVIÀ DE POTES GROQUES (*Larus cachinnans*) A L'ARXIPÈLAG DE LES ILLES MEDES DURANT L'ANY 2001

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 durant l'estació reproductora del 2001, 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 2001.

Estimar el nombre total de parelles que crien a l'arxipèlag de les Illes Medes durant l'estació reproductora del 2001.

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 2000) i el mostreig s'ha realitzat entre els dies 10 i 11 d'abril, a fi d'obtenir resultats comparables amb els dels altres censos. Durant aquestes dates, al voltant del 90% de les parelles 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 parelles, 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 1); 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 mostrejat 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 mostrejat 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 mostrejades en zones de Mitjana Pendent i Rocam Costaner entre ambdues illes.

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 real-

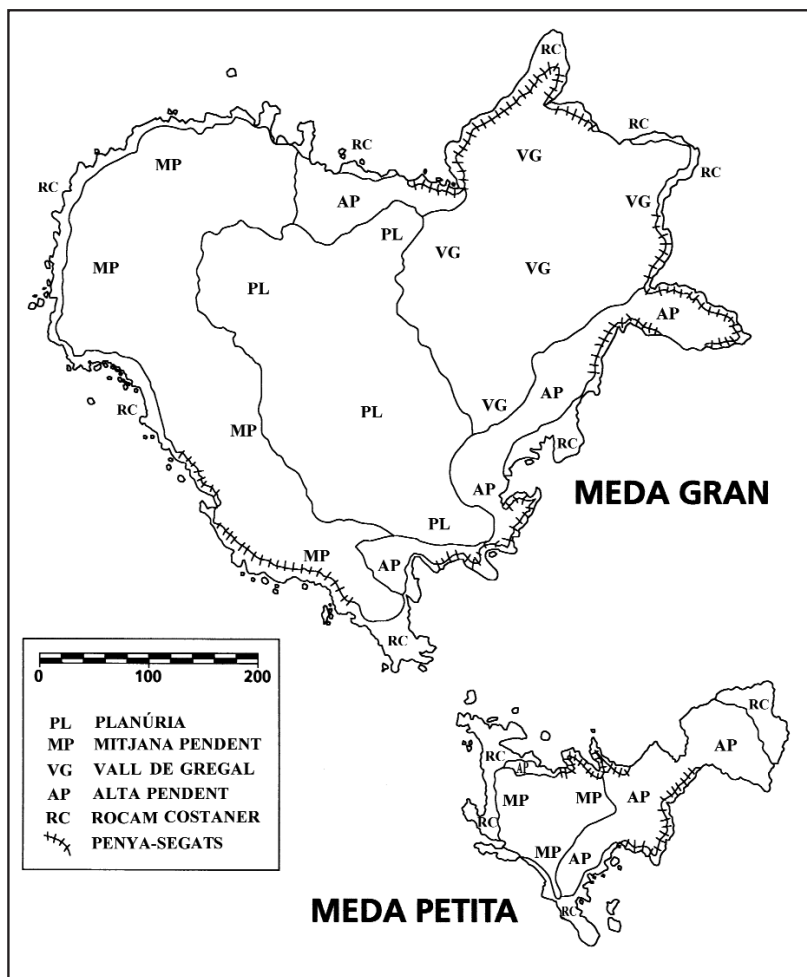


Figura 1. Plànol de la part emergida de les Illes Medes compartimentat en les mateixes zones que als censos d'anys anteriors (veure Bosch 1994, 1995, 1996, 1998, 1999 i 2000), seguint la divisió de Fortià & Hontangas (1991) basada en el pendent i la singularitat del terreny.

itzat 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, 2000). Aquesta transformació ha consistit en separar aleatòriament les 12 parcel·les mostrejades a l'àrea exclosa de descast en dos grups de 6 parcel·les. A continuació, s'ha calculat la mitjana de cada grup, de manera que s'ha passat d'una mostra de 12 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'aquests hàbitats, veure Bosch & Sol 1998, Torre &

Bosch 1999). A fi d'eliminar de les anàlisis qual-sevol 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 les parcel·les mostrejades en l'àrea sotmesa a descast amb les parcel·les mostrejades en l'àrea exclosa de descast. Per tal d'assegurar una comparació sense possibilitat de biaix associat al tipus de zona o d'hàbitat, 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 subzona dominada per *Hordeum murinum* que hi ha a la Vall de Gregal).

Estadística emprada

Prèviament a la comparació de densitats d'acord amb els factors a estudiar (efectes illa, zona, vegetació, descast i any) s'ha testat si el nombre de nius per parcel·la s'ajusta a una distribució normal mitjançant el test de Kolmogorov-Smirnov. Com que la distribució d'aquesta variable ha diferit significativament d'una normal ($d = 0,13$, $P < 0,05$) s'ha optat per l'ús de tests no paramètrics en les comparacions.

Les comparacions de densitats entre illes, entre àrees sotmeses/excloses al descast, i entre anys s'han realitzat amb el test 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, emprant el programa Statistica. Aquest programa conta el nombre de casos en cada mostra que cau per sobre o per sota la mediana, i computa el valor Chi-quadrat per la resultant taula de contingència $2 \times k$ mostres (StatSoft 1995). Per aquest motiu, l'estadístic mostrat en les anàlisis que s'aplica el test de Kruskal-Wallis és la Chi-quadrat (veure aptat. de resultats). En l'anàlisi de l'efecte zona, a més del test global, 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 del 2000. A l'igual que en l'apartat anterior, les comparacions s'han realitzant 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 (per Mitjana Pendent, $U = 131$; $Z = -0,07$; $P = 0,941$; per Rocam Costaner, $U = 11$; $Z = -1,43$; $P = 0,153$) (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 2000).

Comparació entre zones

Globalment, la densitat de nius no ha variat significativament entre zones ($= 8,09$; $P < 0,151$) (Taula 2). Malgrat això, al realitzar comparacions entre parells de zones (tests *a posteriori* amb $\alpha = \alpha_{0,05/15}$), s'ha detectat que els Penya-segats presenten una densitat significativament inferior a la de les restants zones a excepció de la mitjana pendent (comparació Penya-segats amb alta pendent: $P = 0,0024$; amb Planúria: $P = 0,0014$; amb Rocam Costaner: $P = 0,0012$; amb Vall de Gregal: $P =$

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 2001. 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.

	n	Densitat mitjana (nombre nius/150 m ²)			n		
		Meda Gran				Meda Petita	
		μ	$d.e.$			μ	$d.e.$
Mitjana Pendent	19	3,6	2,7	14		3,5	1,8
Rocam Costaner	7	3,4	1,5	6		5,0	2,0

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 2001. 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	37	2,8	1,5
Mitjana Pendent	19	3,5	2,9
Vall de Gregal	41	2,7	2,1
Alta Pendent	15	3,8	1,9
Rocam Costaner	13	4,2	1,4
Penya-segats*	6	0,8	0,4

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

0.0025). En canvi, no s'han detectat diferències significatives entre cap altre parell de zones. Tot això ens indica que als Penya-segats la densitat nidificadora és inferior, malgrat que al test global no s'hagi pogut detectar. La causa podria ser la gran

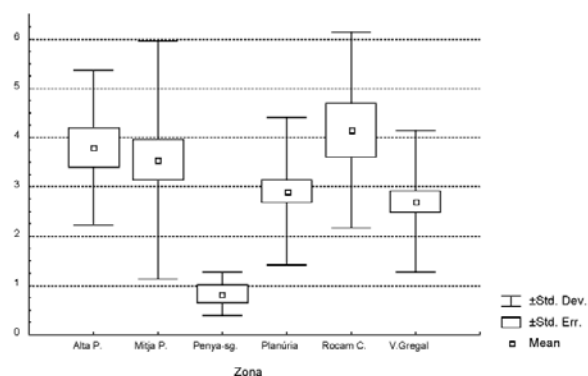


Figura 2. Densitat nidificadora (expressada com a nombre de nius per parcel·la de 150m²) a les diferents zones en que s'ha dividit la part emergida de les Illes Medes durant els dies de mostreig de l'any 2001. En el cas de la Mitjana Pendent i del Rocam Costaner, s'han agrupat les parcel·les mostrejades 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 l'àrea exclosa de descast; als penya-segats, s'ha calculat a partir d'unitats de mostreig majors (veure aptat. de mètodes).

Mean: mitjana; Std. Dev: desviació estàndard; Std. Err: error estàndard.

Taula 3. Densitats de nidificació a les tres subzones de vegetació que componen la Vall de Gregal durant l'estació reproductora de l'any 2001. 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	3,0	1,4
subzona 2	13	1,8	1,4
subzona 3	13	3,2	1,3

dispersió de les dades en les parcel·les de zones com ara la Mitjana Pendent (veure Figura 2).

Comparació entre comunitats vegetals

Globalment, tampoc no s'han detectat diferències significatives en la densitat nidificadora entre les tres subzones de la Vall de Gregal (= 5,06; $P = 0.080$). Malgrat que a les parcel·les situades en vegetació alta els valors de densitat tendeixen a ser inferiors al de les parcel·les situades en els altres tipus de substrat (Taula 3), els tests a posteriori ($\alpha = \alpha_{0.05/3}$) no detecten diferències significatives entre parells de zones.

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

No es detecten diferències significatives en la densitat de nidificació entre les parcel·les mostrejades dins i fora de l'àrea de descast ($U = 1730$; $Z = -1,41$; $P = 0,157$); d'altra banda, s'observa una dispersió dels valors de densitat superior a les parcel·les excloses de descast (Taula 4). Al excloure de les anàlisis les parcel·les corresponents als Penya-segats (degut a que abans de les campanyes de descast ja presentaven una menor densitat de nidificació que les restants zones; veure Fortià & Hontangas 1991), les diferències incrementen, de forma que la densitat a les parcel·les de descast passa a ser significativament inferior a la de les parcel·les excloses de descast ($U = 1078$; $Z = -2,99$; $P = 0,003$); a més, la dispersió dels valors de densitat en aquestes darreres parcel·les es redueix considerablement.

Taula 4. 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).
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	3,0	1,4	12	3,9	1,1	P = 0,142
Global Medes*	121	3,0	1,7	34	3,6	2,2	P = 0,157
Global Medes†	121	3,0	1,7	28	4,2	1,9	P = 0,003

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

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

Al considerar únicament les parcel·les mostrejades a la subzona dominada per *Hordeum murinum* de la Vall de Gregal (evitant qualsevol efecte associat al tipus de zona o a la vegetació), no es detecten diferències significatives entre les parcel·les mostrejades dins i fora l'àrea de descast (U = 51; Z = -1,47; P = 0,142) (Taula 4).

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

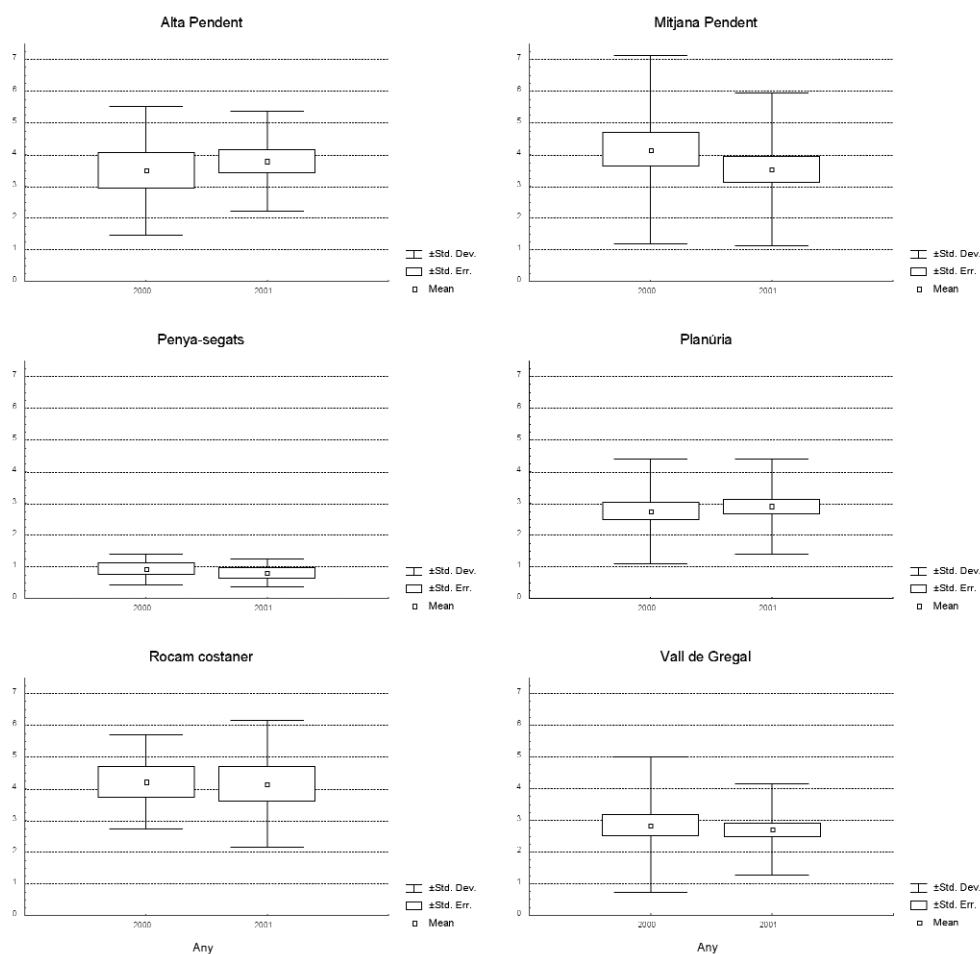


Figura 3. Variació de la densitat nidificadora (expressada com a nombre de nius per parcel·la de 150 m²) a les diferents zones en què s'ha dividit la colònia entre els censos de l'any 2000 i d'enguany. Els valors dels penya-segats s'han calculat a partir d'unitats de mostreig major (veure aptat. de mètodes).

Mean: mitjana; Std. Dev: desviació estàndard; Std. Err: error estàndard.

Taula 5. Nombre estimat de parelles nidificants a les diferents zones de la colònia de les Illes Medes durant l'any 2001. (I.C. 95%; interval de confiança del 95%).

	Nombre parelles	(I.C. 95%)
Planúria	913	(366 - 1.460)
Mitjana Pendent	1.769	(485 - 3.053)
Vall de Gregal	1.055	(376 - 1.734)
Alta Pendent	1.554	(877 - 2.230)
Rocam Costaner	394	(202 - 587)
Penya-segats	382	(0 - 888)
Global	6.067	(2.183 - 9.952)

de 6.067 parelles (I.C. 95%, 2.183 – 9.952 parelles) durant l'any 2001. La corresponent distribució per zones es mostra a la Taula 5.

Globalment, la densitat nidificadora i, per tant, el nombre de parelles reproductores de la colònia, no ha variat significativament entre enguany i l'any 2000 ($U = 9.342$; $Z = -0,13$; $P = 0,900$). Al diferenciar per zones, tampoc no es detecten diferències significatives entre les densitats nidificadores d'enguany i les del 2000 (Planúria: $U = 568$; $Z = -0,30$; $P = 0,768$; Mitjana Pendent: $U = 448$; $Z = 0,65$; $P = 0,513$; Vall de Gregal: $U = 829$; $Z = -0,11$; $P = 0,911$; Alta Pendent: $U = 82$; $Z = -0,42$; $P = 0,678$; Rocam Costaner: $U = 56$; $Z = 0,17$; $P = 0,867$; Penya-segats: $U = 16$; $Z = 0,40$; $P = 0,689$; veure Figura 3).

La Figura 4 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 el valor d'enguany s'ajusta al patró de variació iniciat al 1997, consistent en una variació molt lleu dels efectius reproductors d'un any per l'altre.

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, no havent-se detectat diferències significatives entre el nombre de parelles per unitat de superfície entre els censos d'ambdós anys. Això ha determinat que el nombre total de parelles de la colònia hagi estat molt similar al del 2000, de manera que l'estimació dels efectius reproductors d'enguany difereix només en 248 parelles respecte a l'estimació de l'any anterior.

A l'igual que en anys previs (Bosch 1999, 2000), s'ha observat una heterogeneïtat espacial de la densitat de nius. D'una banda, la densitat ha variat segons la zona, havent menys nius per superfície als penya-segats. Aquest fet s'ajusta als resultats d'estudis previs (veure, per exemple, Bosch et al. 2000) i cal desvincular-lo de les cam-

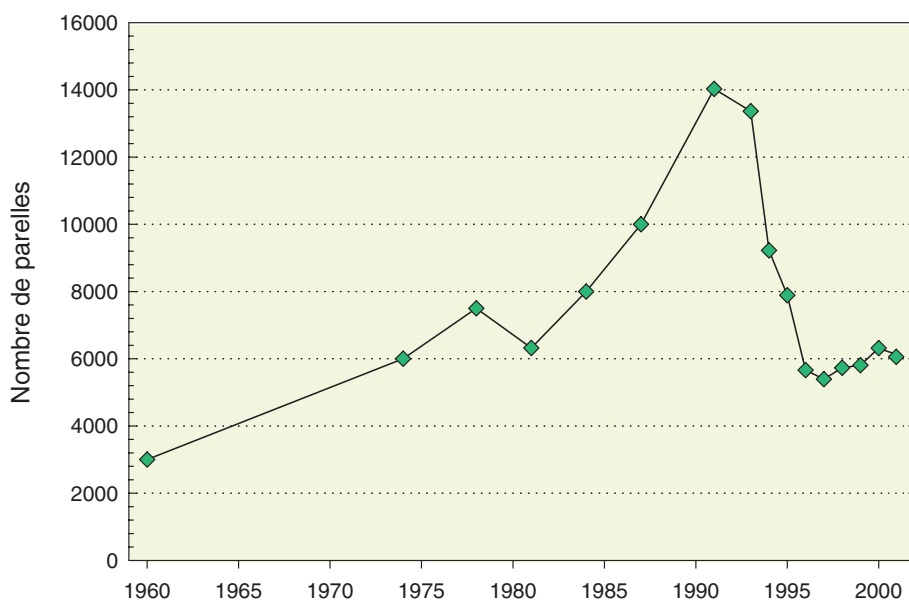


Figura 4. Evolució del nombre de parelles nidificants a la colònia de les Illes durant les darreres quatre dècades. Els valors previs al descalt s'han extret de Bosch et al. (1994); les valors corresponents als anys 1993 a 1996 s'han extret de Bosch 1994, 1995 i 1996, respectivament; el valor de 1997 correspon a dades inèdites de l'autor; els valors de 1998, 1999 i 2000 s'han extret de Bosch 1998, 1999, 2000 respectivament; el valor de l'any 2001 s'ha estimat en el present estudi.

panyes de descast, ja que s'havia descrit abans que aquestes s'iniciessin (Fortià & Hontangas 1991).

D'altra banda, la densitat de nius també ha mostrat una tendència a variar en funció de si el mostreig es realitzava o no a l'àrea que s'havia sotmesa a descast. En aquest sentit, a l'àrea de descast la densitat ha tendit a ser inferior que a l'àrea exclosa de descast. Les diferències entre ambdues àrees únicament han estat significatives al considerar les parcel·les mostrejades a tota la colònia excloent els penya-segats. Al comparar aquests resultats amb els d'anys anteriors (e.g., Bosch 1998, 1999, 2000, Bosch et al. 2000), observem que enguany les diferències entre els valors mitjans d'ambdues zones han estat les menors que s'han detectat fins al moment (tant pel que fa al rang de variació com al nivell de significació); a més, en anys anteriors les diferències significatives entre ambdues àrees es detectaven a tots els nivells de comparació (és a dir, quan també s'inclouen els penya-segats, o bé al considerar únicament les parcel·les d'un determinat hàbitat dins d'una mateixa zona). Tot això sembla indicar que enguany s'ha reduït el marcat efecte del descast sobre l'heterogeneïtat espacial de la densitat, detectat en anys anteriors. És a dir, encara hi ha diferències de densitat entre les àrees inclosa i exclosa de descast, però aquestes diferències són menors a les observades en anys anteriors. L'any passat no es va detectar aquesta reducció de l'efecte associat al descast (Bosch 2000), però sí que s'havia descrit al 1999 respecte al 1998 (Bosch 1999). Malgrat que en altres colònies de gavians sotmeses a descast també s'ha descrit l'existència de diferències de densitat entre les àrees sotmeses i excloses de descast (e.g. Álvarez 1992, Wanless & Langslow 1983), hom no té constància de cap referència on es detecti una reducció d'aquestes diferències amb el transcurs del temps. De fet, hom constata la manca d'estudis on es faci un control a mig o llarg termini de la densitat de les colònies descastades.

Enguany no s'han detectat diferències significatives en la densitat nidificadora associades al tipus de vegetació, en contrast amb els resultats d'anys anteriors. No obstant, els valors de densitat menors continuen enregistrant-se a l'hàbitat de vegetació alta, tal com s'ha descrit en aquesta i en d'altres colònies de gavians (Bosch & Sol 1998, Monbailliu & Torre 1986, Goutner 1992, Fasola & Canova 1992). Això pot respondre a estratègies reproductores pròpies de làrids (Burger & Shisler 1978, Bukacinska & Bukacinski 1993, Bosch & Sol 1998).

El nombre de parelles reproductores estimat enguany no s'allunya del que caldria esperar d'acord amb el patró de variació observat als darrers anys. Des del 1997, any en què es va enregistrar el menor nombre de parelles, la taxa de creixement poblacional de la colònia ha estat, en promig, del 3%. Aquest valor és aproximadament la meitat de la taxa de creixement enregistrada durant els anys anteriors al descast (Bosch et al. 2000). En cas que aquesta taxa es mantingués constant, la colònia trigaria 25 anys en assolir la mida poblacional de l'any 1992 (any en que es va iniciar el descast). No obstant, això sembla molt poc probable: malgrat que actualment l'evolució poblacional de la colònia s'ajusta a una funció lineal (tot i que la correlació entre els valors observats i esperats no arriba a ser significativa), aquesta i d'altres colònies de l'espècie han mostrat un creixement potencial dels seus efectius a llarg termini (Bosch et al. 1994a, Morais et al. 1998). Les causes semblen estar relacionades amb els mecanismes que regulen el reclutament d'individus a les colònies de gavians (l'atracció de nous reclutaments incrementa al augmentar el nombre d'individus que crien a una colònia; Chabrzyk & Coulson 1976) i amb la disponibilitat d'aliment per a suplir els requeriments energètics de les colònies. D'acord amb l'experiència d'aquesta i altres colònies de gavians, és poc probable que a curt termini es produeixi un augment sobtat del nombre de parelles que hi crien (Mayol 1988, Migot 1992, Bosch et al. 1994a, Morais et al. 1998, Wanless et al. 1996). No obstant, si no s'aturen els factors que van afavorir el creixement de la colònia abans del descast, cal esperar que l'actual increment poblacional s'accentui amb el pas del temps, i que s'acabi arribant a la situació de l'inici dels anys noranta (amb una mida poblacional al voltant de 14.000 parelles; Fortià & Hontangas 1991, Bosch et al. 1994b) abans del previst. Mentre que no és factible intentar canviar els mecanismes que regulen el reclutament d'individus reproductors a la colònia, sí que té sentit intentar reduir la disponibilitat dels recursos tròfics de la colònia. En tots els informes que es venen fent sobre el seguiment d'aquest nucli reproductor, s'apunta com a fet prioritari que s'impedeixi l'accés dels gavians als abocadors urbans (veure Bosch 1994, 1995, 1996, 1998, 1999 i 2000), ja que aquests constitueixen la seva principal font d'aliment (Carrera & Vilagrà 1984, Bosch 1994, Bosch et al. 1994a, 2000). Enguany els gavians de la colònia han continuat

emprant les deixalles dels abocadors com a principal recurs tròfic (M. Bosch, dades inèdites), fet que indica que la situació es manté favorable per al creixement dels efectius reproductors. Si es continua sense incidir sobre aquest factor de regulació poblacional, s'afavorirà que a llarg termini les futures actuacions per a controlar els efectius d'aquest nucli reproductor incideixen amb major mesura sobre les altres colònies de l'espècie a la resta del país.

AGRAÏMENTS

A la Núria Pocino, Toni Orantes i Jordi Piró, així com també a la Teresa Costa, Enric Ferrés, Anna Galdeano, Alejandro Ibáñez, Antonio Jiménez i Chema Moreno, 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.

BIBLIOGRAFIA

- Álvarez, G. 1992. Conservation programme for Audouin's Gull in the Chafarinas Islands. *Avocetta* 16: 63-66.
- 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 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. 2000. Cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) i dinàmica poblacional. In: *Programa de control i seguiment de les comunitats biològiques de les Illes Medes, any 2000*. Direcció General del Medi Natural, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.
- Bosch, M., D. Oro & X. Ruiz 1994a. 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., V. Pedrocchi, J. González-Solís & L. Jover 1994b. Densidad y distribución de los nidos de gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*) en la colonia de las Islas Medes. Efectos asociados al habitat y al descaste. *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 39-51.
- 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. & X. Vilagrasa 1984. La colònia de gavià argentat (*Larus argentatus michahellis*) 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.
- Chabryk, G. & J. C. Coulson 1976. Survival and recruitment in the herring gull *Larus argentatus*. *J. Anim. Ecol.*, 45: 187-203.
- 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 michahellis*) coastal wetland colonies of North-East Greece. *Avocetta*, 16: 81-85.
- Mayol, J. 1988. Un modelo demográfico aplicado al control de la población de Gaviota Patiamarilla en

- las Baleares. In: Aves Marinas (GIAM)(C. López-Jurado, Ed.).
- 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.
- Migot, P. 1992. Demographic changes in French Herring Gull *Larus argentatus* populations: a modelling approach and hypotheses concerning the regulation of numbers. *Ardea*, 80: 161-169.
- Morais, L., C. Santos & L. Vicente 1998. Population increase of yellow-legged gulls *Larus cachinnans* breeding on Berlenga Island (Portugal), 1974-1994. *Sula* 12: 27-38
- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical test. *Evolution*, 43: 223-225.
- StatSoft, Inc. (1995). STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa
- 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.
- Wanless, S., M. P. Harris, J. Calladine & P. Rothery 1996. Modelling responses of Herring Gull and Lesser Black-backed Gull populations to reduction of reproductive output: implications for control measures. *J. Appl. Ecol.*, 33: 1420-1432.
- Zar J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

CENS DE LA COLÒNIA D'ARDÈIDS DE LES ILLES MEDES A L'ANY 2001

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 l'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 berrat 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*) 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 recomptes visuals realitzats des de la seva perifè-

ria, 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), Bosch (1996), Pedrocchi *et al.* (1996) i Pedrocchi (2000). 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). Aquesta espècie a tornat a niar enguany a les illes Medes, doncs es va observar un adult entrant a una zona de nius del nord de la colònia (J. Bas, com. pers.).

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 2001, fou realitzat els dies 16 i 17 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 con-

dicions 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 10 minuts, mentre que en la de majors dimensions s'invertiren fins a 45 minuts. A les zones grans els ocells adults van anar tornant als nius a mesura que avançàvem 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). 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 desmonten 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 2001, distingint en

Taula 1. Resultats del cens de nius d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 2001 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>	917	90.9	88.6	88	8.7	64.7	4	0.4	100	1009
<i>N. nycticorax</i>	87	64.9	8.4	47	35.1	34.6	0	0	0	134
<i>E. garzetta</i>	31	100	3.0	0	0	0	0	0	0	31
<i>A. ralloides</i>	0	0	0	1	100	0.7	0	0	0	1
Total	1035			136			4			1175

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>	<i>Ardeola ralloides</i>	TOTAL (%)
Zona 0	4	24	0	0	28 (2.4)
Zona 1	242	32	3	1	278 (23.7)
Zona 2	121	9	3	0	133 (11.3)
Zona 3	24	15	2	0	41 (3.5)
Zona 4	158	10	7	0	175 (14.9)
Zona 5	129	39	8	0	176 (15.0)
Zona 6	331	5	8	0	344 (29.3)
TOTAL	1009	134	31	1	1175

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.

En total s'han comptat 1.109 nius d'esplugabous, 134 de martinet de nit i 31 de martinet blanc. Cal afegir un niu de martinet ros trobat el 8 de juliol (J. Bas com. pers.).

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 (90.9%), 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 (35.1%), a on els amaga entre un brancatge impenetrable, si bé igualment van predominar sobre l'ullastre (64.9%). Aquesta diferent distribució dels nius de les tres principals espècies d'ardèids segons el substrat vegetal va resultar ser estadísticament significativa (test G = 67.7, g.l. = 4, $P < 0.001$, Zar 1984).

Enguany s'ha trobat un niu de martinet ros (J. Bas com. pers.) a la zona 1, que en dues ocasions anteriors (1996 i 1997) havia niat a la zona 6. Els

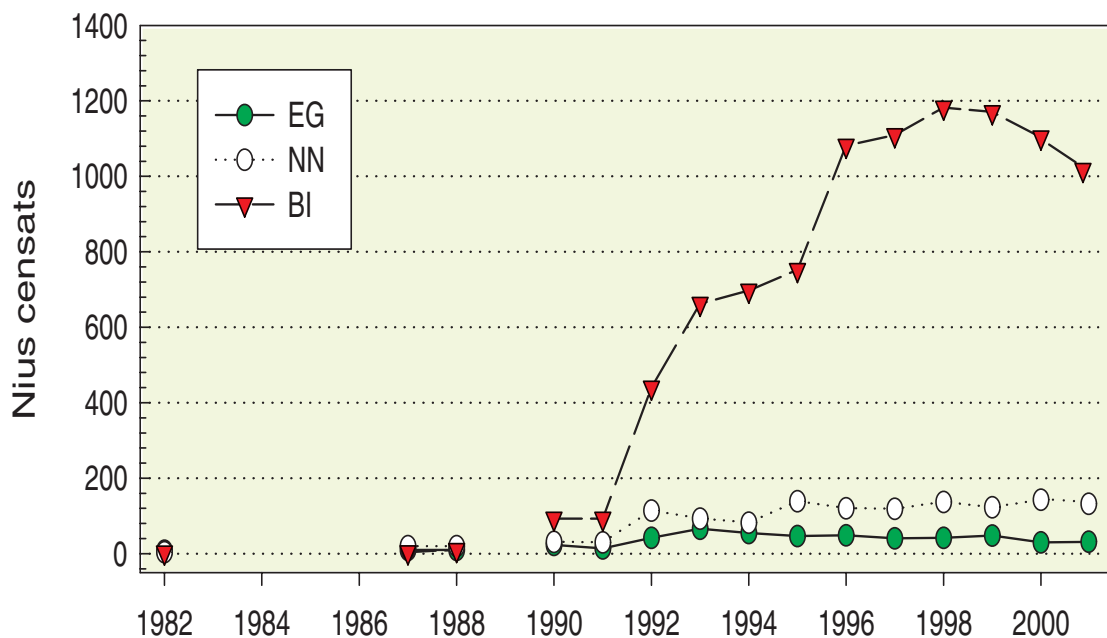


Figura 1. Evolució de la colònia d'ardèids de les illes Medes des del seu inici. Dades extretes de Pedrocchi et al. (1996, 1998, 1999), Pedrocchi & Bosch (1997), Pedrocchi (2000) i present memòria. No s'inclou el martinet ros. BI = *Bubulcus ibis*, NN = *Nycticorax nycticorax*, EG = *Egretta garzetta*.

esplugabous han resultat molt abundants a la zona 6, seguit de la zona 1 i la zona 4. El martinet de nit ha resultat especialment abundant a la zona 5 i 1, i el martinet blanc a la zona 6 i 5. Al llarg dels darrers anys s'ha trobat que determinats peus d'arbre, com pot ser una olivera a la zona 1, o una figuera a la zona 2, s'han mort, s'han secat i han caigut, amb la conseqüent desaparició de suport estructural per a la colònia.

A la Figura 1 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, Pedrocchi 2000 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, i fins i tot la colònia ha començat a davallar (Figura 1), tot i que encara manté una bona població per sobre del miler de parelles. Si continuen morint els arbres que sustenten la colònia per causa dels excrements dels ocells, la colònia podria seguir disminuint en el seu nombre d'efectius. El martinet de nit s'ha mantingut més o menys estable des de l'any 1992, superant el centenar de nius, actualment 134. El martinet blanc sempre s'ha mantingut al voltant dels 40 nius, si bé tant a l'any 2000 com enguany (2001) només s'han comptabilitzat al voltant d'una trentena de nius.

DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS

La colònia d'ardèids de les illes Medes ha registrat durant l'any 2001 un nombre d'efectius reproductors inferior al 2000. L'elevat creixement en la dècada dels 90 de l'esplugabous sembla ser que en els darrers dos anys ha començat a disminuir, fet que caldria veure si es manté o no en els propers anys. El martinet blanc enguany ha mantingut un nombre de nius similar a l'any passat, mentre que el martinet de nit a disminuït 10 nius, si bé aquest descens no és significatiu i entra dins de les fluctuacions anuals normals, mantenint-se en la mateixa línia d'estabilitat general. 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), i continua essent l'espècie d'ardèid més abundant de la colònia.

Algunes zones de la colònia comencen a notar els efectes de l'àcid úric dels excrements dels ocells i l'acúmul excessiu de matèria orgànica, de manera que alguns dels 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

Taula 3. Dades comparables dels censos de nidificants d'ardèids colonials a les colònies més importants de Catalunya. 1. Martínez-Vilalta (2001). 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 (2001)	1009	134	31	1	-	-
Delta Ebre (1998) ¹	5577	382	1088	479	577	6
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.

la colònia. A l'igual que l'any passat, però, enguany en els arbres de la planúria s'han trobat 28 nius, la majoria 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 a 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 limitants pel creixement de la colònia, i podria ser la causa de l'estabilització d'efectius en els darrers anys. La mort observada d'alguns peus d'arbres, i l'aclariment de moltes de les branques, ocasionada tant pels excrements dels ocells com pel fet d'arrancar branques que fan ells mateixos, influeix negativament en aquest sentit, doncs provoca una disminució dels suports on assentar els nius. Com que la colònia està prop del punt de saturació, donada l'ocupació de la majoria dels arbres, es pot preveure que la taxa de reproducció de la colònia generi un excedent d'esplugabous, susceptible d'emigrar a altres colònies properes, i fins i tot crear-ne de noves.

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 a 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.

Un altre efecte que podria ser desastrós per a la colònia d'ardèids de les illes Medes seria l'afluència massiva de persones a l'illa, doncs podrien ocasionar molèsties als nuclis de cria, especialment pel que fa als nius instal·lats en les oliveres de la planúria, prop del far, o dels arbres més propers al camí de pujada a l'illa.

Els nombre de nius d'ardèids comptats a les illes Medes a l'any 2001 ascendeix a 1.175, el nombre més baix dels darrers sis anys. 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.

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

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'Amenaça (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

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 desordre pot comportar l'abandonament d'una part de la colònia.

Enguany s'han trobat 28 nius 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'encaça 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*. Iona. 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 impacto ecológico de la superpoblación de gaviotas. *Ciencia y tecnología (supl. La Vanguardia)*, 130: 6-7.
- Fortià, R. & Hontangas, J. 1993. La colònia d'ardeides 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'Anellament*, 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. (ed.). 2001. Anuari d'ornitologia de Catalunya. 1998. Barcelona: Grup Català d'Anellament.
- 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. Ecología trófica 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.
- Pedrocchi, V. 2000. Cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes a l'any 2000. A: Programa de Seguiment de l'evolució del Patrimoni Natural de l'espai protegit de les Illes Medes per a l'any 2000. Depar-

- tament d'Ecologia, Universitat de Barcelona-
Departament de Medi Ambient de la Generalitat
de Catalunya.
- 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.

AVALUACIÓ DE LES COMUNITATS ALGALS DE LES ILLES MEDES I LA COSTA DEL MONTGRÍ

Bernat HEREU, Cristina LINARES I Mikel ZABALA

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

PRESENTACIÓ

El fet de que cap espècie algal hagués estat seleccionada com objecte del nostre seguiment (la única espècie vegetal monitoritzada és la fanerògama *Posidonia oceanica*) era un motiu permanent d'insatisfacció, i una mancança que havia de ser esmenada. Els motius de l'exclusió de les algues eren evidents, i encara ara poden ser argumentats amb la mateixa validesa: la majoria de les algues tenen cicles de vida tan efímers que les fan molt depenents de la estacionalitat; la majoria són molt toves i poc sensibles a l'erosió pels escafandristes; quan són rígides i perennes, les algues calcàries adopten formes de creixement tan plàstiques que les fan difícils de comptar i mesurar; moltes d'elles són molt petites per als censos visuals i es troben barrejades en agregacions poc aptes per als recomptes; per últim, són organismes sense valor comercial, de poc valor totèmic i baix impacte social.

En contrapartida, les algues juguen un paper ecològic essencial i són un dels centres d'atenció de les hipòtesis que prediuen impactes en cascada al llarg de les cadenes tròfiques associats als diferents models de gestió com els representats pels extrems sobrepesca-reserves marines (Sala, 1996; Mac Clanahan & Sala, 1997). Quan, en el curs dels treballs de tesi doctoral d'un de nosaltres (B. H.) vàrem poder practicar amb una tècnica ràpida de mostreig de les comunitats algals que va demostrar ser compatible amb els requeriments del seguiment, de seguida ens vàrem plantejar la conveniència d'incorporar-la al nostre programa.

INTRODUCCIÓ.

Les algues són els organismes dominants als paisatges submarins que volten les Illes Medes,

tant per la seva biomassa com per la seva diversitat. De fet, les algues són presents a totes les comunitats bentòniques del nostre litoral, des de la superfície del mar fins a fondàries que poden superar els 100 metres.

Podem trobar una gran diversitat fitobentònica, tant en les espècies d'algues com en les comunitats que formen. Aquesta diversitat és generada per diferències en els seus requeriments fisiològics i per la resposta a una sèrie de factors ambientals que condicionen la seva distribució. Així, cada espècie s'ha adaptat a viure en un ambient en el que existeixen gradients de il·luminació, d'hidrodinamisme i disponibilitat de nutrients, en el tipus de substrat i la temperatura (Ollivier, 1929; Feldmann, 1937; Péres i Picard, 1964; Riedl, 1966; Ros et al., 1985). El principal gradient que podem retenir, perquè resumeix molts dels anteriors, és el batimètric. Com a resultat, podem observar una marcada zonació, de forma que cada espècie o comunitat només és present en un rang de profunditats determinat. D'aquesta forma trobem un paisatge organitzat en bandes horitzontals, on cadascuna correspon a un tipus de comunitat.

Degut a que les condicions ambientals són tan radicalment diferents, les característiques d'aquestes comunitats també ho són. Així, les espècies i comunitats més superficials, que tenen una elevada irradiació, una alt hidrodinamisme i un aport important de nutrients, són més productives i tenen cicles estacionals molt marcats; en contrast, les de fondària tenen una dinàmica i un creixement més lent degut a les restriccions de llum i en l'aport de nutrients (Johnson, 1969; Ballesteros, 1984).

Tots aquests factors fan que hi hagi una gran diversitat de condicions ambientals que es tradueix en una gran diversitat específica; especialment al Mediterrani, on s'han comptat més de 800 espècies, més de 500 de les quals estan citades les costes catalanes (Ballesteros, 1984).

Degut als importants papers ecològics que desenvolupen, les algues són un component fonamental dels ecosistemes bentònics marins. Son els principals productors primaris que aporten matèria orgànica a la xarxa tròfica per una part a través dels herbívors, com les salpes o les garotes (Kemp, 1962; Verlaque, 1987; Sala, 1996), però també, i sobretot, a través dels detritívors que descomponen i processen les frondes després al final de l'època de producció (Odum i De La Cruz, 1963).

A més de la seva funció com a productors primaris, les algues tenen un important paper estructural. En els ambients marins, on la majoria d'animals i algues viuen fixats al substrat, hi ha una forta competència per l'espai. L'estructura de les algues ofereix, per una part, una superfície on una gran quantitat d'organismes, tant animals com plantes, s'hi adhereixen utilitzant-les com a base de fixació. Així, per exemple, s'ha arribat a comptar fins a 150 espècies d'algues epífites fixades sobre el tal·lus d'una espècie de *Cystoseira* (Naegle i Naegle, 1961).

L'estructura tridimensional de les algues crea alhora una gran quantitat de microambients que son aprofitats per multitud d'altres organismes (crustacis, mol·luscs, poliquets...), que viuen entre les fronds o dins les estructures calcàrees que creen les algues incrustants. Aquesta riquesa d'organismes és aprofitada per altres espècies que s'hi alimenten, com les larves de peixos, que, a més de trobar-hi aliment, alhora es protegeixen dels seus depredadors. D'aquesta manera, trobem que, a més de la pròpia riquesa específica, creen una estructura on viu i interacciona una gran quantitat d'organismes; de forma que sovint s'han comparat les comunitats algals ben desenvolupades amb selves tropicals pel que fa a la seva complexitat.

Finalment, a més del valor florístic i faunístic *per se*, les algues tenen un important valor paisatgístic. Si tenim en compte que a les costes Mediterrànies, i especialment a la costa del Montgrí i les Illes Medes, hi ha una gran tradició en la pràctica d'activitats subaquàtiques, les comunitats algals i tota la seva fauna associada (tant invertebrats com peixos) constitueixen uns paisatges únics per a l'observació i estudi de la natura.

En la sèrie de treballs realitzats per al Seguintiment temporal de l'àrea Marina Protegida de les Illes Medes, treball que començà l'any 1991, les algues no es varen considerar degut a la complexitat que el seu estudi comporta. El disseny creat per al monitoratge de les Illes Medes estava basat

en la mesura de variables biològiques de fàcil replicació, alta fiabilitat dels censos i que responien a impactes concrets (vegi's la introducció de la Memòria). Una mesura de la diversitat de les comunitats algals no encaixava dins d'aquest disseny, ja que l'abundància d'espècies i la dificultat en la seva identificació no promet una bona fiabilitat ni una fàcil replicació. A més, en aquell moment no es va identificar cap possible impacte que pogués afectar les comunitats algals, i la seva variabilitat espacial i temporal semblava respondre a causes molt difuses.

Si bé és cert que les algues i les comunitats algals han estat tradicionalment "oblidades" en els treballs científics i de seguiment del patrimoni natural de les Illes Medes, això no vol dir que no s'hagin fet estudis. El primer treball que fa referència a les comunitats algals de la costa del Montgrí és el de Dizerbo (1954) que fa una descripció molt breu de les comunitats infralitorals, equiparant-les amb les de les costes de les Illes Balears. Els primers treballs que es varen fer de cares a una catalogació de les espècies d'algues es va dur a terme per Ballesteros et al. (1984) dins el "Programa de bentos de la costa catalana, 1972-1974", dut a terme per l'equip del Dr. Joan Domènec Ros, del Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona, on es fa un llistat d'espècies i una descripció de les comunitats.

Més endavant, els treballs de Enric Sala (Sala, 1996; Sala i Ballesteros, 1997; Sala i Boudouresque, 1997) varen incloure les algues i les comunitats algals en el seu estudi de l'ecologia dels herbívors.

En els darrers anys, l'interès per les comunitats fito-bentòniques ha augmentat en identificar-se una sèrie de factors que poden afectar les comunitats algals i, per tant, modificar el paisatge submarí.

Per una part, pot haver un efecte de sobrepastura per part de les garotes, els principals herbívors bentònics de la Mediterrània (Verlaque, 1987). Com els peixos litorals són els principals depredadors i controladors de les garotes (Sala i Zabala, 1997), i com, degut a la sobrepesca, les poblacions de peixos litorals actualment només són abundants a les reserves marines, es pot aventurar la hipòtesi que han d'existir diferències en la densitat de les poblacions de garotes de les reserves marines (baixa) i les zones no protegides (elevada). Pels anomenats efectes en cascada, la disminució de peixos provoca un augment de les garotes, i l'augment en les poblacions d'aquests herbívors pot afectar notablement les comunitats

algals. Així, s'ha descrit que altes densitats de garotes poden transformar comunitats algals ben desenvolupades en altres dominades per algues calcàries, amb una diversitat i complexitat molt inferior (Kempf, 1962; Verlaque, 1987; Sala, 1996; MacClanahan i Sala, 1997).

Aquesta temàtica ha estat objecte d'estudi en treballs paral·lels al seguiment (Sala, 1996; Hereu, dades no publicades), i ha permès entre altres resultats, posar a punt una tècnica semi-qualitativa que permet un control efectiu i fàcilment replicable de les comunitats algals, metodologia que s'ha aplicat en aquest treball (vegi's metodologia).

Una altra causa de canvis en les comunitats algals són els efectes difosos relacionats a canvis en les condicions ambientals, contaminació.. etc. Aquestes diferències poden donar patrons espacials determinats, o canvis al llarg del temps. En els últims anys s'han detectat variacions en les densitats d'algunes espècies d'algues (Ballesteros, com. pers.), canvis que responen probablement a aquest factors difosos difícils de determinar.

L'aparició d'espècies introduïdes o invasores és també una possible causa de canvis en les comunitats algals. Ja hi ha exemples d'algues que han estat introduïdes i que han provocat canvis dràstics en les comunitats. Aquest és el cas de *Asparagopsis armata*, que en la època de màxima producció domina totalment les comunitats on és present (Sala, 1996). Però l'amenaça més important és en aquests moments l'expansió de l'alga tropical *Caulerpa taxifolia* (Meinesz et al., 1997). Aquesta espècie, introduïda a Monaco l'any 1984, s'ha escampat al llarg de les costes Mediterrànies a un ritme molt ràpid, encara que de moment no ha aparegut a la costa catalana. La presència d'aquesta alga genera un canvi radical en les comunitats algals, ja que ocupa el 100% de la superfície, desplaçant així la resta d'algues i fauna associada, amb la conseqüent pèrdua de diversitat (Meinesz, 1999).

Per totes aquestes raons i degut a la seva importància en els ecosistemes marins i als canvis que s'hi poden produir, hem incorporat el control de les comunitats algals en el Seguiment Temporal de l'Àrea Marina Protegida de les Illes Medes. El seu monitoratge ens permetrà, per una part, tenir un control paral·lel al de les comunitats de garotes i peixos (cinqué i nové apartats, respectivament, d'aquesta memòria) per a testar l'efecte tròfic de la reserva; i d'altra part ens brindarà l'oportunitat de detectar possibles canvis causats o bé per introducció d'espècies introduï-

des o per factors difosos (canvis ambientals, contaminació...).

Objectius

La tècnica no permet observar totes les espècies d'algues presents i per aquesta raó no és adequada per a càlculs de biodiversitat. Però com en el cas dels censos de peixos, permet estimar les abundàncies de les espècies de macro-algues que més contribueixen a la biomassa algal, fins a explicar un elevat percentatge (sempre més del 80-90 %) del seu total; en aquest sentit, la tècnica ha de ser capaç de detectar canvis significatius en la composició de les comunitats algals al llarg del temps, el que constitueix l'objectiu prioritari del nostre seguiment.

Un altre factor que, de segur, té molt pes en la composició de les comunitats de macro-algues és la fondària, atès que d'ella depenen la irradiància, l'hidrodinamisme i la disponibilitat de nutrients (Ballesteros, 1984). Com monitoritzar tots els horitzons algals demanaria uns recursos que queden fora de les possibilitats d'aquest seguiment, ens hem marcat com objectiu registrar els canvis operats a dues fondàries representatives de la franja batimètrica on la biomassa algal és més important: les comunitats d'algues fotòfiles a 5 m. i les comunitats més esciofíles de 10 m de fondària.

Que enguany començi el seguiment d'aquest segment de la biota vol dir que no existeixen dades prèvies comparables a les que referir els seus resultats. Així, l'objectiu de la memòria de 2001 consisteix a establir el "punt zero" o nivell de base de les poblacions de macro-algues, malgrat que aquest arribi molt després de la creació de la AMP (1983 parcialment i 1990 en la seva forma actual).

Hipòtesis

Com ha quedat dit, les qüestions que ens interessa analitzar al voltant de l'evolució de les algues a les AMP no es relacionen amb la freqüentació pels visitants sinó amb l'efecte final de les cascades tròfiques esperables després de retirar l'home com depredador d'uns ecosistemes costaners en els que estava realitzant una pressió de sobre-pesca molt notable.

No existint encara la dimensió temporal, la principal qüestió d'interès consisteix a documentar la **variabilitat espacial** en la distribució de les algues. En concret, resulta del màxim interès

Taula 1. Comunitats algals. Seguiment 2001. Mitjanes i desviacions estàndard del percentatge de cobertura de les diferents espècies d'algues seleccionades per a l'estudi en les diferents situacions experimentals.

	Medes 5m		Medes 10m		Costa 5m		Costa 10m	
	Mitja	D.st.	Mitja	D.St.	Mitja	D.St.	Mitja	D.St.
Chlorophyta								
<i>Codium bursa</i>	6.77	10.49	10.95	13.08	10.06	10.08	19.56	16.33
<i>Codium effusum</i>	3.03	7.57	0.34	2.59	2.65	5.97	0.25	1.21
<i>Codium vermilara</i>	3.78	5.91	2.15	4.59	31.29	20.80	17.38	19.03
<i>Flabellia petiolata</i>	0.57	2.57	4.34	7.40	0.00	0.00	1.38	5.05
<i>Halimeda tuna</i>	2.02	4.10	3.79	6.05	2.32	3.94	2.25	4.02
Phaeophyta								
<i>Cladostephus hirsutus</i>	0.18	1.32	0.29	1.34	0.32	1.32	0.44	2.27
<i>Colpomenia sinuosa</i>	3.34	6.73	1.43	3.40	4.58	6.75	0.31	1.30
<i>Cystoseira compressa</i>	2.24	4.96	0.72	2.02	0.97	3.21	0.00	0.00
<i>Cystoseira sp.</i>	10.64	15.62	11.03	13.75	1.48	3.49	0.00	0.00
<i>Cystoseira zosteroides</i>	0.00	0.00	0.38	2.61	0.00	0.00	0.00	0.00
Dictyotals	85.93	13.81	78.02	14.33	64.13	20.97	71.88	17.80
<i>Halopteris sp.</i>	20.92	20.12	34.53	25.51	21.03	16.56	13.25	16.53
<i>Padina pavonica</i>	20.97	15.80	16.38	12.76	19.35	12.08	13.19	10.49
Rhodophyta								
<i>Asparagopsis armata</i>	25.76	22.81	12.17	16.72	3.87	5.17	1.00	2.25
<i>Bonemaissonia asparagoides</i>	1.45	3.75	11.41	15.88	0.06	0.51	2.38	3.89
<i>Corallina elongata</i>	45.67	19.22	20.29	17.86	53.23	21.84	21.13	16.46
<i>Jania sp.</i>	7.52	9.65	39.07	20.89	21.16	21.49	31.31	20.14
<i>Laurencia obtusa</i>	11.74	10.29	0.51	1.34	10.32	17.97	1.50	5.36
<i>Litophyllum incrustans</i>	2.90	4.99	5.68	5.94	18.71	20.99	14.19	16.80
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	6.81	9.07	6.44	7.66	22.71	17.78	21.94	17.21
<i>Peysonellia sp.</i>	2.55	5.89	6.95	10.51	4.32	8.64	10.31	12.22
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	2.02	5.79	11.28	17.82	10.45	15.37	26.00	24.58
<i>Wrangelia penicillata</i>	1.23	2.96	6.27	8.24	11.03	11.92	17.69	14.64
Categories								
Erectes	94.81	7.48	95.07	7.90	90.71	9.60	95.19	7.31
Gespes	73.49	24.27	74.69	22.02	89.74	12.09	75.88	19.26
Blancall	0.62	2.30	0.72	2.33	9.74	16.03	5.13	10.27

indagar si existeixen diferències significatives en la composició de les poblacions algals a les tres àrees sotmeses a un règim de protecció diferent :

- 1) les Illes Medes, on tota extracció és estrictament prohibida;
- 2) el sector Molinet-Pta. Salines, on s'autoritza la pesca artesanal i esportiva amb canya; i
- 3) la costa del Montgrí situada al nord de la Pta. Salines sotmesa al règim de gestió comú a tot el litoral català (no protegida).

En el cas de detectar-se, aquestes diferències entre llocs podrien ser interpretades com evidències de l'existència dels esmentats efectes de cascada tròfica. Però cal observar que existeixen altres factors alternatius susceptibles d'explicar satisfactòriament les mateixes diferències; com per exemple, el caràcter insular de les Medes envers del caràcter continental de les altres dues

situacions; o diferències en la topografia, rugositat o les condicions hidrològiques (corrents, turbidessa) que no són totalment independents del factor anterior. En aquest sentit, el disseny del nostre experiment serà sempre imperfecte perquè no disposem (en la proximitat) d'illes obertes al règim de gestió comú (illes no AMP), ni segments de la costa continental sotmesos al règim de més estricta protecció.

METODOLOGIA

La metodologia utilitzada es basa en els censos visuals, on es quantifica la cobertura de una sèrie predeterminada d'espècies d'algues, després agrupades en una sèrie de grups funcionals (Taula 1). Aquests grups funcional han estat seleccionat

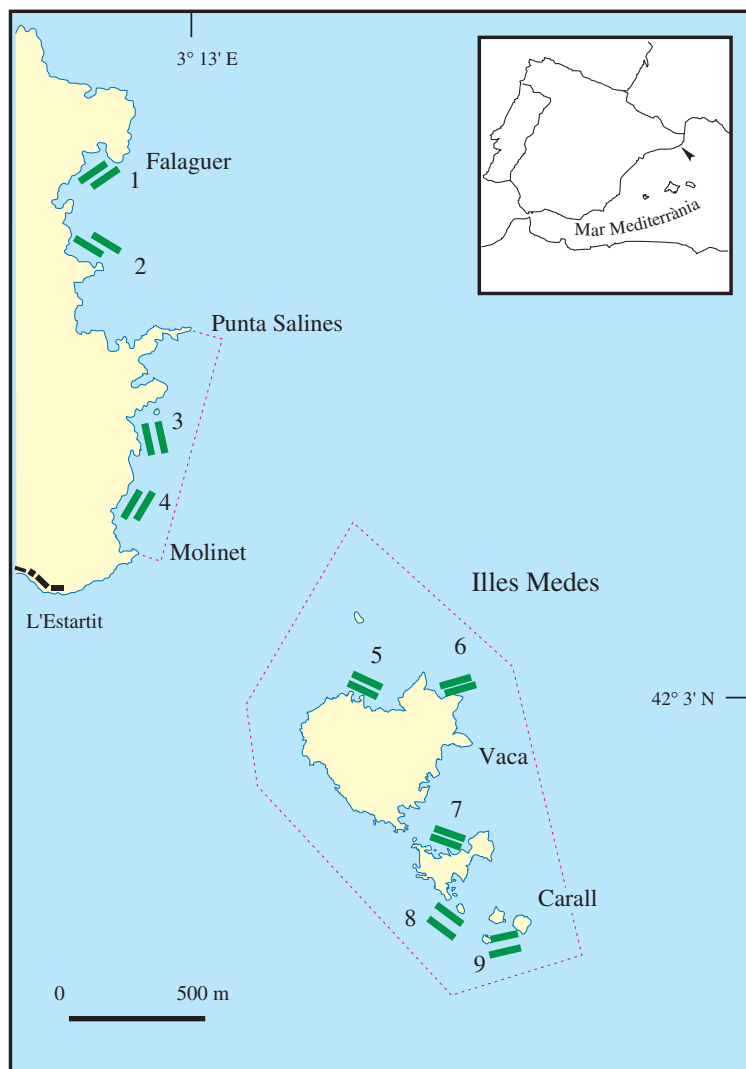


Figura 1. Comunitats algals. Seguiment 2001. Localització de les estacions (5 i 10 metres). 1 = Falaguer, 2 = Dui, 3 = Arquets, 4 = Molinet, 5 = Coetera, 6 = Pedra de Deu, 7 = Racó dels Caganers, 8 = Ferranelles, 9 = Tascons.

seguint els criteris de Sala (1996). Les algues estudiades han estat seleccionades degut a que són les espècies principals de les comunitats que formen, tant en biomassa com en el component estructural; és a dir, que en la seva majoria són algues erectes amb un port vertical important, o són incrustants que determinen el tipus de substrat. Un altre criteri per a la selecció ha estat la facilitat en la seva identificació. Una ràpida identificació ens permet una alta replicabilitat i disminuir la probabilitat d'errors durant del comptatge.

La variable que es mesurava era la cobertura de cada espècie i de cada grup funcional. Per al càlcul de la cobertura s'utilitzaven quadres de PVC de 50 x 50 cm, reticulats en 25 quadrícules de 10 x 10 cm. Aquest quadres es deixaven depositar a l'atzar sobre el fons i s'apunjava la quantitat de quadrícules en que cada espècie d'alga era present. Per a calcular el percentatge de cobertura es dividia el nombre de quadrícules en les que cada espècie era present pel total de quadrícules.

Es varen seleccionar 9 localitats repartides entre les tres situacions experimentals (Figura 1): 5 a les Illes Medes (AMP totalment protegida), 2 a la costa del Montgrí (AMP parcialment protegida), i 2 a la costa del Montgrí (no AMP no protegida). La selecció dels llocs va respondre a criteris de similitud de fondària, topografia, rugositat, orientació i composició florística. A cadascuna d'aquestes localitats es varen estudiar dues fondàries predeterminades: 5 i 10 m. A cada lloc, es va balisar una àmplia zona (àrea grollerament quadrada d'uns 25 m² de superfície) per tal de poder replicar-la en anys consecutius. En cada estació es varen comptar un total de 20 quadres disposats a l'atzar, cobrint així un total de 5 m² per a cada localitat i profunditat.

Tots els recomptes es varen realitzar en un període estret de 6 dies del mes de Maig (20-25/05/2001). S'ha triat aquesta època perquè correspon al moment en que la majoria d'espècies mostren els seus màxims de biomassa (Ballesteros, 1984; Sala, 1996). El requisit de sincroni-

citat respòn a la voluntat de minimitzar l'efecte de l'estacionalitat, factor que sens dubte és tant o més important que els que estudiem pel que fa a canvis en la composició i estructura de les comunitats algals.

Per a testar la significació de les diferències en l'abundància de cada espècie entre les tres situacions experimentals a les Illes Medes i la costa del Montgrí s'han realitzat anàlisis de la variància (ANOVA) de les cobertures.

Hem realitzat una anàlisi de MDA (Non-Metric Multi-Dimensional Scaling) a partir de matrius de similaritat calculada amb distàncies euclídiades, per ordenar tant les estacions com les espècies en l'espai definit pels tres eixos que explicaven més variància. Aquesta anàlisi es basa tant en les distàncies entre objectes com en la seva correlació, de forma que ens permet trobar les

dimensions més significatives per a ordenar els objectes en un espai creat per dos (o més) eixos. L'anàlisi de la bondat de l'ajust d'aquest mètode es fa amb la mesura de Stress, calculada a partir de la ordenació de les distàncies reproduïdes i del nombre d'eixos representats. Quant menor sigui el valor d'aquesta mesura millor serà l'ajust de les distàncies reproduïdes en l'anàlisi a les distàncies reals dels objectes analitzats (es consideren bones les anàlisis que mostren ajustos amb valors de Stress per sota de 0,2).

A més, per tal d'ajudar a la descripció de les agrupacions resultants de cada anàlisi hem dut a terme anàlisis de Cluster (Hierarchical Cluster analysis) utilitzant distàncies euclídiades. Aquesta anàlisi ens permet calcular les distàncies relatives que separen les variables que estudiem (espècies o localitats). Per al càlcul d'aquestes anàlisis s'ha

Taula 2. Comunitats algals. Seguiment 2001. Resultats dels anàlisis ANOVA de les espècies d'algues estudiades per a les diferents situacions experimentals. La columna S indica el sentit de les diferències: 1 = Medes > Costa, 2 = Medes < Costa, A = 5m > 10m, B = 5m < 10m.

	Medes vs. Costa					5 m vs. 10 m				
	df	MS	F	p	S	df	MS	F	p	S
Chlorophyta										
<i>Codium bursa</i>	1	2691,25	15,85	<0,01	2	1	3105,02	18,43	<0,01	B
<i>Codium effusum</i>	1	3,88	0,14	0,708		1	516,57	19,86	<0,01	B
<i>Codium vermilara</i>	1	34002,30	174,07	<0,01	2	1	3449,51	11,74	<0,01	B
<i>Flavellia petiolata</i>	1	242,35	9,32	<0,01	1	1	613,38	24,73	<0,01	B
<i>Halimeda tuna</i>	1	30,67	1,35	0,247		1	82,08	3,63	0,06	
Phaeophyta										
<i>Cladostephus spongiosus</i>	1	1,57	0,64	0,423		1	1,07	0,44	0,51	
<i>Colpomenia sinuosa</i>	1	0,17	0,01	0,939		1	638,67	24,30	<0,01	B
<i>Cystoseira compressa</i>	1	73,05	6,73	<0,01	1	1	131,33	12,31	<0,01	B
<i>Cystoseira sp.</i>	1	7675,50	58,66	<0,01	1	1	8,85	0,06	0,81	
<i>Cystoseira zosteroides</i>	1	2,81	1,34	0,247		1	4,00	1,91	0,17	
Dictiotals	1	14365,12	50,58	<0,01	1	1	187,54	0,57	0,45	
<i>Halopteris sp.</i>	1	8747,84	19,09	<0,01	1	1	1945,34	4,05	0,04	
<i>Padina pavonica</i>	1	433,18	2,41	0,122		1	2124,09	12,17	<0,01	A
Rhodophyta										
<i>Asparagopsis armata</i>	1	20214,14	74,70	<0,01	1	1	6622,36	21,06	<0,01	B
<i>Bonemaissonia asparagoides</i>	1	2109,62	21,29	<0,01	1	1	3695,76	39,32	<0,01	B
<i>Corallina elongata</i>	1	1331,96	2,40	0,122		1	61580,37	171,13	<0,01	A
<i>Jania sp.</i>	1	540,74	1,10	0,296		1	40902,90	112,90	<0,01	B
<i>Laurencia obtusa</i>	1	1,89	0,01	0,903		1	8204,22	81,22	<0,01	A
<i>Litophyllum incrustans</i>	1	10979,69	66,45	<0,01	2	1	3,13	0,02	0,90	
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	1	18500,58	112,70	<0,01	2	1	25,84	0,12	0,73	
<i>Peisonellia sp.</i>	1	495,89	5,21	0,023	2	1	1975,81	21,88	<0,01	B
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	1	10101,46	32,30	<0,01	2	1	10800,91	34,79	<0,01	B
<i>Wrangelia penicillata</i>	1	8449,92	82,08	<0,01	2	1	2502,54	20,49	<0,01	B
Categories										
Erectes	1	289,18	4,37	0,037	1	1	302,34	4,57	0,03	A
Gespes	1	5543,76	12,54	<0,01	2	1	1878,68	4,14	0,04	A
Blancall	1	3402,35	44,01	<0,01	2	1	259,17	2,96	0,09	B

utilitzat el programa informàtic PRIMER©. Finalment hem fet una anàlisi de CCA (Canonical Correspondence Analysis) per tal de veure quina és la relació que s'estableix entre les espècies i les estacions d'una banda, i la insularitat (Illes Medes -vs- costa), la protecció (Medes AMP totalment protegida, costa del Montgrí AMP parcialment protegida i costa del Montgrí no AMP no protegida) i la profunditat (5 i 10 m), com a variables ambientals. El diagrama resultant d'aquesta anàlisi ens representarà el principal patró de variació en la composició de les comunitats segons les dades ambientals, així com la distribució de les espècies en relació amb aquestes variables (Ter Braak, 1986). Per a fer aquesta anàlisi s'ha utilitzat el programa CANOCO (Ter Braak, 1988).

RESULTATS

Els resultats dels mostreigs es resumeixen a la Taula 1, on es mostren els percentatges de cobertura de cada espècie d'alga, segons la seva situació (Medes o Costa) i la seva profunditat (5 i 10 m). La Taula 2 mostra els resultats de l'anàlisi de la variància sobre les densitats de cada espècie en cada situació, així com el sentit de les diferències en cada espècie (dada que serà interessant de contrastar a l'hora d'interpretar les anàlisis posteriors).

L'anàlisi de Cluster (Figura 2) ens mostra un patró d'agrupació de les espècies en el que les Dictiotals i *Corallina elongata* surten aïllades de la resta. Un segon grup format per *Jania sp.*, *Halopteris sp.* i *Padina pavonica* també queda

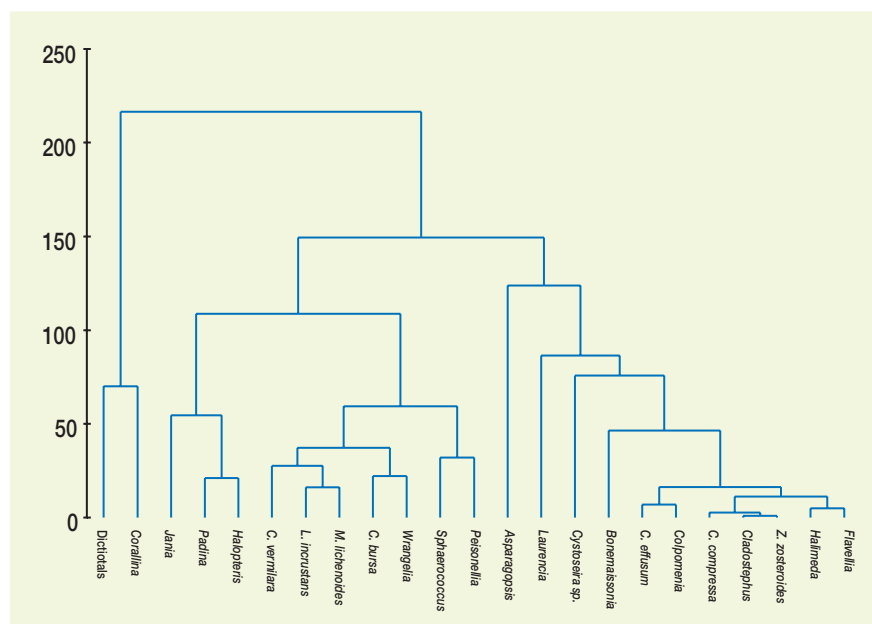


Figura 2. Comunitats algals. Seguiment 2001. Representació de l'anàlisi Cluster per a les diferents espècies d'algues estudiades. L'eix vertical representa el percentatge de similitud entre les diferents espècies relacionades pel diagrama.

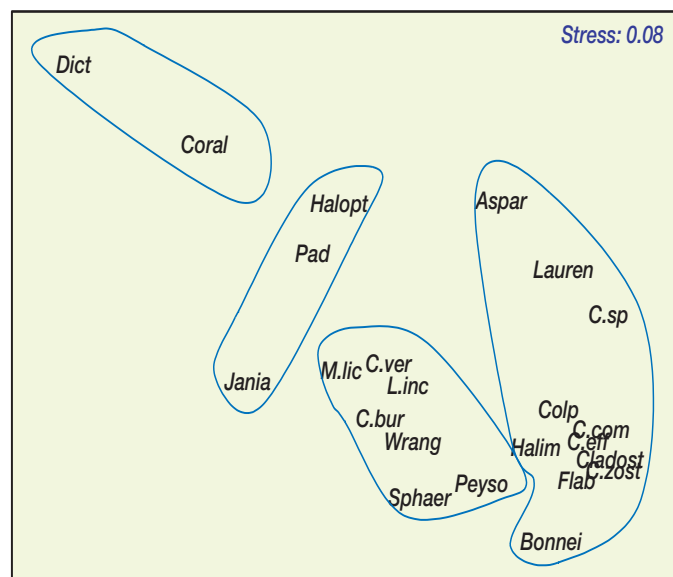


Figura 3. Comunitats algals. Seguiment 2001. Representació de l'anàlisi MDA (Non-Metric Multi-Dimensional Scaling) per a les diferents espècies d'algues estudiades. S'ha dibuixat la traça que agrupa les diferents espècies segons les agrupacions de l'anàlisi Cluster, tal com indica el text. Llegendes: C.bur = Codium bursa, C.ef = Codium effusum; C.ver = Codium vermiculara, Flab = Flabellia petiolata, Halim = Halimeda tuna, Cladost = Cladostephus hirsutus, Colp = Colpomenia sinuosa, C.com = Cystoseira compressa, C.sp = Cystoseira sp., C.zost = Cystoseira zosteroides, Dict = Dictiotals, Halopt = Halopteris sp., Pad = Padina pavonica, aspar = Asparagopsis armata, Bonne = *Bonemaissonia asparagoides*, Coral = Corallina elongata, Jania = Jania sp., Lauren = Laurencia obtusa, L.inc = Litophyllum incrustans, M.lic = Mesophyllum lichenoides, Peyso = Peysonella sp., Sphaer = Sphaerococcus coronopifolius, Wrang = Wrangelia penicillata.

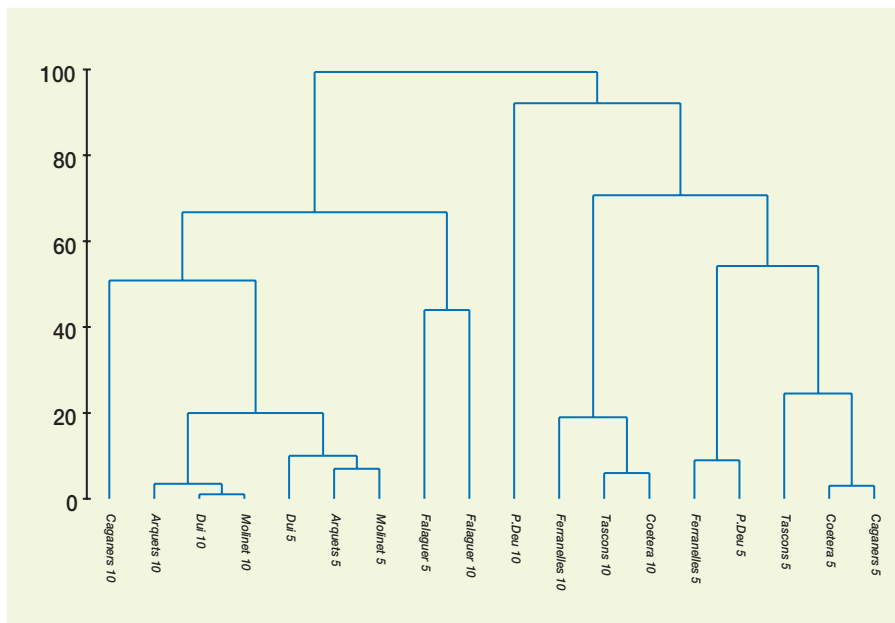


Figura 4. Comunitats algals. Seguiment 2001. Representació de l'anàlisi Cluster per a les diferents estacions de mostreig. L'eix vertical representa el percentatge de similitud entre les diferents espècies relacionades pel diagrama.

aïllat, però a una distància més pròxima dels dos grups restants. Un d'aquests grups està format per totes les espècies que, segons les anàlisis ANOVA de la Taula 2, presenten més cobertura a la Costa del Montgrí, mentre que l'altre agrupa la resta d'espècies.

L'anàlisi MDA per a les espècies (Figura 3) ens mostra un altre cop aquestes agrupacions, ja que les Dictiotals i *Corallina elongata* queden molt aïllades, seguides pel grup format per *Jania sp*, *Padina pavonica* i *Halopteris sp.*; mentre que el grup de les espècies més abundants i el de la resta d'espècies queden més propers, encara que suficientment aïllats entre ells.

Així com trobem que hi ha un patró clar en la distribució de les espècies que són més abundants a la costa del Montgrí, no veiem que hi hagi un

patró clar en l'agrupació de les diferents espècies segons la fondària. El valor de Stress d'aquest anàlisi ens dona una bona significació.

L'anàlisi de Cluster per a les estacions (Figura 4) mostra que hi ha un cert patró en l'agrupació de les estacions, tant pel que fa a la seva situació geogràfica com a la fondària; en canvi, no mostren cap pauta clara d'agrupació segons el grau de protecció. Així, els dos grups d'estacions protegides que es troben, respectivament, a les Illes Medes i els de la costa del Montgrí estan molt distanciats, exceptuant l'estació dels Caganers 10 metres, que queda dins el grup de les estacions de la Costa. Dins el grup de les estacions de les Illes Medes hi ha una completa barreja de les estacions de les dues diferents fondàries, 10 metres i 5 metres

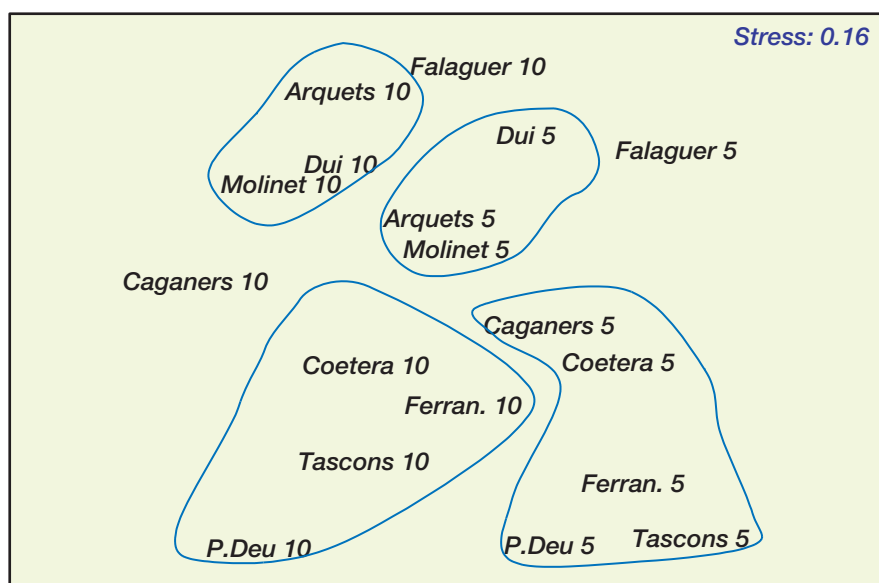
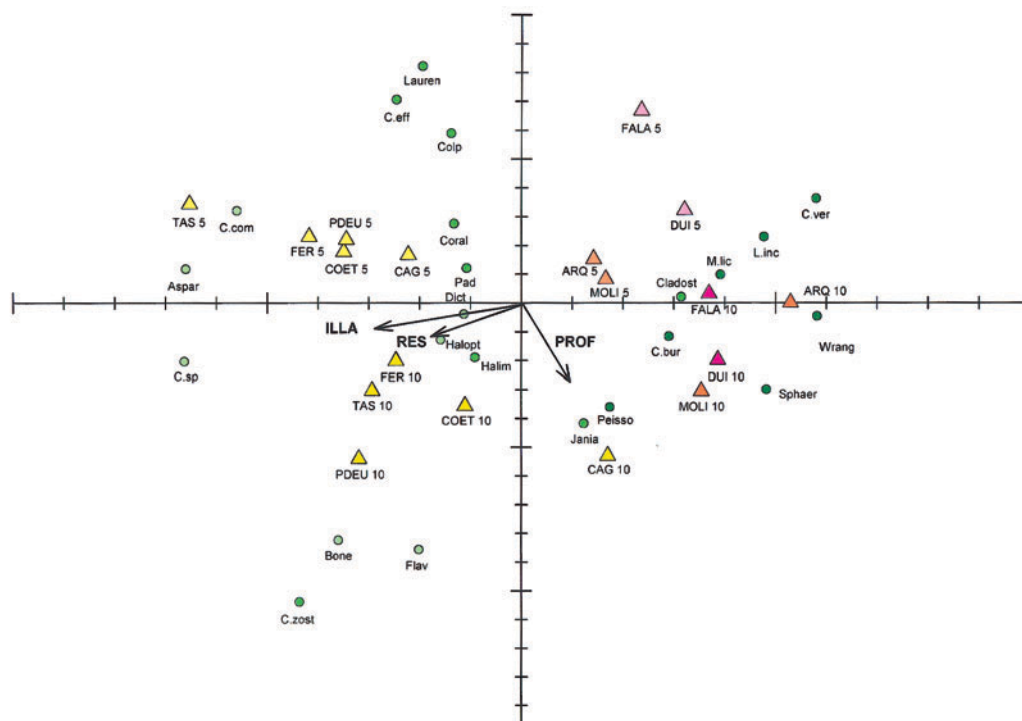


Figura 5. Comunitats algals. Seguiment 2001. Representació de l'anàlisi MDA (Non-Metric Multi-Dimensional Scaling) per a les diferents estacions de mostreig. S'ha dibuixat la traça que agrupa les diferents estacions segons les agrupacions de l'anàlisi Cluster, tal com indica el text.

Figura 6. Comunitats algals. Seguiment 2001. Distribució de les espècies a les diferents estacions estudiades a la costa del Montgrí i les Illes Medes. Diagrama de ordenació de l'Anàlisi Canònic de Correspondències (CCA) amb les diferents espècies (—), estacions (Δ) i variables ambientals (fletxes); el primer eix és l'horitzontal i el segon, el vertical. El nom de les espècies són: *C.bur* = *Codium bursa*, *C.ef* = *Codium effusum*, *C.ver* = *Codium vermilara*, *Flab* = *Flabellia petiolata*, *Halim* = *Hali-medea tuna*, *Cladost* = *Cladostephus hirsutus*, *Colp* = *Colpomenia sinuosa*, *C.com* = *Cystoseira compressa*, *C.sp* = *Cystoseira sp.*, *C.zost* = *Cystoseira zosteroides*, *Dict* = *Dictyota*, *Halopt* = *Halopectis sp.*, *Pad* = *Padina pavonica*, *aspar* = *Asparagopsis armata*, *Bonne* = *Bonemaissonia asparagoides*, *Coral* = *Corallina elongata*, *Jania* = *Jania sp.*, *Lauren* = *Laurencia obtusa*, *L.inc* = *Litophyllum incrustans*, *M.lic* = *Mesophyllum lichenoides*, *Peys* = *Peysonellia sp.*, *Sphaer* = *Sphaerococcus coronopifolius*, *Wrang* = *Wrangelia penicillata*. El nom de les localitats són: TAS 5 = Tascons 5m, TAS 10 = Tascons 10m, FER 5 = Ferranelles 5m, FER 10 = Ferranelles 10m, FER 10 = Ferranelles 10m, CAG 5 = Caganers 5m, CAG 10 = Caganers 10m, PDEU 5 = Pedra de Deu 5m, PDEU 10 = Pedra de Deu 10m, COET 5 = Coetera 5m, COET 10 = Coetera 10m, MOLI 5 = Molinet 5m, MOLI 10 = Molinet 10m, ARQ 5 = Arquets 5m, ARQ 10 = Arquets 10m, DUI 5 = Dui 5m, Dui 10 = Dui 10m, FALA 5 = Falaguer 5m, FALA 10 = Falaguer 10m. Les variables ambientals són: ILLA = Costa del Montgrí o Illes Medes, RES = grau de protecció, PROF = Profunditat.



(excepte Pedra de Déu 10 metres, que queda aïllada dels dos grups). En el grup de les estacions de la costa passa el mateix per a tres de les quatre localitats (Arquets, Dui i Molinet), mentre que les dues estacions de la quarta (Falaguer) queden aïllades.

L'anàlisi MDA confirma clarament aquest patró per a les diferents estacions de mostreig, ja que es pot observar una agrupació clara de les estacions segons estiguin a les Illes Medes o la costa del Montgrí, i segons les dues profunditats estudiades (Figura 5).

L'anàlisi CCA, en la que s'han introduït la insularitat, grau de protecció i profunditat com a variables, mostra un patró de distribució molt semblant als dels resultats anteriors, tant per a les espècies com per a les estacions (Figura 6). Veiem que les dues variables ambientals que hem introduït no difereixen molt pel que fa a la seva importància a l'hora d'ordenar tant les espècies

com les estacions (la llargada de les fletxes dona idea de la importància relativa de cada variable) (Taula 3). La presència dels nous eixos generats per la insularitat, el grau de protecció i la profunditat sembla que ajuda a ordenar encara més la distribució de les estacions i la de les espècies (Taula 4). Veiem que els eixos de insularitat i protecció no difereixen molt; tanmateix, l'efecte de la zona (insularitat) té més importància que l'efecte de la protecció a l'hora d'ordenar les estacions i espècies.

Taula 3. Comunitats algals. Seguiment 2001. Percentatge de variància i correlació espècies-ambient per als tres primers eixos de l'anàlisi canònic de correspondències (CCA), (Fig. 5).

Eix	% variància acumulada		
	1	2	3
Espècies	21.1	36.8	41.1
Relació ambient-espècies	51.2	89.5	100

Taula 4. Comunitats algals. Seguiment 2001. Coeficients canònics i correlació entre les variables ambientals i els dos primers eixos de l'anàlisi canònic de correspondències (CCA), (Fig. 5).

Variable / Eix	Coeficients canònics			Coeficients de correlació		
	1	2	3	1	2	3
Insularitat	-0.566	-0.057	-0.332	-0.866	-0.293	-0.097
Protecció	-0.021	-0.191	0.487	-0.529	-0.370	0.535
Profunditat	0.213	-0.517	-0.100	0.291	-0.828	-0.186

Pel que fa a les agrupacions de les espècies, si bé difereixen una mica del MDA, es pot seguir observant una agrupació de les més abundants a la costa del Montgrí. *C. zosteroïdes*, *Bonemaissonia asparagoides* i *Flabellia petiolata* queden força aïllades, ja que es varen trobar en relativament poques estacions. Les estacions segueixen la mateixa agrupació que en les anàlisis anteriors, i s'ordenen segons els eixos generats per les variables ambientals.

DISCUSSIÓ

Aquest treball és l'inici de una sèrie temporal de seguiment de les comunitats algals de les Illes Medes i la costa del Montgrí. Per tant, aquest estudi no té sentit en sí mateix, sinó que s'ha de considerar com a punt de partida, o punt 0, per a poder determinar els canvis que es puguin esdevenir en un futur. En canvi, de cara a garantir la contundència d'interpretacions futures resulta de la màxima importància determinar la magnitud de les diferències espacials en aquesta situació de partida.

És per això que s'ha fet un especial èmfasi en assajar diferents anàlisis, que en certa manera són redundants, per tal d'assegurar-nos una bona comprensió de quina és la situació actual d'aquestes comunitats, i els patrons espacials que presenten.

Els resultats obtinguts ens mostren un patró que confirmen les hipòtesis inicials sobre la importància de la fondària i esvaeixen qualsevol esperança d'homogeneïtat de partida entre les situacions comparades.

L'efecte de la profunditat, que era el més esperat, es mostra clarament en la distribució de les comunitats algals, tant a la costa del Montgrí com a les Illes Medes. Així hem vist que aquest factor és important a l'hora d'ordenar tant les estacions com les espècies.

Però el que sorprèn més d'aquest resultat són les diferències tan marcades que existeixen entre les comunitats de les Illes Medes i les de la costa

del Montgrí, indiferentment de si considerem la zona protegida o l'àmbit de fora de la reserva.

En un principi i a benefici de les hipòtesis que ja hem plantejat, aquestes diferències es podrien atribuir als efectes tròfics en cascada resultants de la prohibició de la pesca a la zona protegida de les Illes Medes, a la ineficaç protecció de la zona parcialment protegida i a l'expoli de les poblacions de peixos de la costa no protegida del Montgrí. Segons la hipòtesi de les cascades tròfiques descrita al capítol de garotes, la gran abundància de peixos depredadors de garotes dins la AMP faria que aquestes siguin menys abundants i que estiguin més temps amagades en refugis, provocant una disminució de la pressió d'herbivoria. La substitució gradual dels grups morfològics de les algues erectes, les gespes i els blancalls pot respondre a aquest patró. Els models actuals que expliquen les dinàmiques de les comunitats algals i els seus herbívors al Mediterrani (Verlaque, 1987; Sala, 1996) descriuen aquests grups morfològics com representatius, respectivament, de comunitats ben desenvolupades (algues erectes), d'estadis intermitjos (gespes) i d'estadis de sobrepastura (blancalls).

A nivell d'espècies, podríem atribuir a l'herbivoria les majors cobertures de *Cystoseira n. sp.* o *A. armata* a les Illes Medes; tal com va descriure Sala (1996), l'abundància de la darrera espècie pot respondre a diferències en la pressió d'herbivoria per peixos. També podríem atribuir a l'herbivoria la major abundància de *M. lichenoides* i *L. incrustans* (les algues que formen els blancalls) a la costa del Montgrí.

Però volem ser molt cautes en donar aquesta explicació a les diferències trobades, ja que hem vist que l'efecte de la insularitat *per se* (quan aïllada de l'efecte de la protecció) és molt important, i sospitem que poderoses diferències topogràfiques, hidrogràfiques o simplement històriques (diferents de la recent protecció) poden estar enmascarades darrera els suposats efectes en cascada de la protecció de la pesca. Les Illes Medes estan situades unes dos milles mar enfora, més

exposades a corrents i sistema general de desplaçament de les masses d'aigua, per a les quals constitueixen un obstacle. Aquesta situació especial pot crear que els corrents o els afloraments d'aigües més fondes riques en nutrients puguin crear condicions suficientment diferents de la costa del Montgrí com per explicar el canvi en les comunitats. Aquest "efecte illa" es pot observar també en altres espècies que depenen de les condicions de l'aigua, com les gorgònies o el corall vermell, que formen poblacions més abundants en zones exposades del perímetre insular.

A més de les diferències ambientals poden haver causes històriques que puguin afectar aquestes distribucions. Els canvis en les comunitats són canvis molt lents, governats per processos dotats de molta inèrcia, que poden produir-se i perllongar-se durant molt temps.

Vist tots aquests factors, creiem que l'efecte de la insularitat i de factors difosos, que són de difícil determinació, associats a aquesta insularitat són la causa principal del patró trobat en aquest primer estudi de les comunitats algals. Una de les raons que ens ajuden a decantar-nos per aquesta significació alternativa són les poques diferències que hem trobat entre els sectors protegit i no protegits de la costa del Montgrí. Si els efectes tròfics deguts a la protecció fossin tant evidents, caldria esperar diferències entre els dos trams de costa malgrat la ineficiència de la protecció de la costa del Montgrí. Però la similitud en la composició algal entre els dos trams de costa i les diferències evidents entre la costa protegida i les Illes Medes, ens fan pensar que la insularitat és un factor més potent que les diferències causades pels efectes tròfics en cascada derivats de la prohibició de la pesca.

Afortunadament, aquestes incògnites es resoldran quan s'aconsegueixi una bona sèrie temporal. El seguiment temporal d'aquestes comunitats ens permetrà comparar les seves trajectòries, molt més interpretables que uns simples valors estàtics (Underwood, 1994, 1997). A més, l'estudi paral·lel de l'evolució de les densitats de peixos i de garotes, els agents implicats en les cascades tròfiques, permetrà establir l'existència de correlacions entre els tres grups, i testar si aquest efectes tròfics es produeixen tal com estan descrits i en mantenen al llarg del temps.

BIBLIOGRAFIA

- Ballesteros, E. 1984. *Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució*. Tesi doctoral, Universitat de Barcelona, 587 pp.
- Ballesteros E, Polo, LL., Romero, J. (1984). Vegetació submarina de les Illes Medes. I. Algues. A Ros, J., Olivella, I., Gili, JM. (eds.) (1984). *Els sistemes naturals de les Illes Medes*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona. p: 333-371.
- Dizerbo, AH. (1955). Observations sur les algues de la côte du Massif de Torroella de Montgri, pres de l'Estartit (Catalogne). *Coll. Bot.*, 4(3): 245-252.
- Feldmann, J. (1937). Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée. La côte des Alberes. *Wolf.Rouen.*, 399 pp
- Johnston, CS. (1969). Studies on the ecology and primary production in Canary Islands marine algae. *Proceed.in Seaweed Symp.*, 6: 213-222.
- Kempf, M. (1962). Recherches d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* (L). *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, 25(39) : 47-115.
- Meinesz, A., Cottalorda J.-M., Chiavérini D., Cassar N. And Vaugelas, J. De (eds.) (1997). Suivi de l'invasion de *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée: situation au 31.12.1997. Marseille. 237 pp.
- Meinesz, A., *Killer algae. The true tale of a biological invasion*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Nargele, E., Naegele, A. (1961). *Les algues*. Press. Univ. France Paris.
- Odum, ED., De La Cruz, AA. (1963). Detritus as major component of ecosystems. *Aib. Bull.*, 13: 39-40.
- Ollivier, G. (1929). Étude de la flore marine de la côte d'Azur. *Ann. Ins. Oceanogr.*, 7(3): 53-173.
- Peres, J. M. and J. Picard (1963). Aperçu sommaire sur les peuplements marins benthiques entourant l'île de Port-Cros. *Terre vie*, 110(4): 436-448.
- PRIMER 5 v.5.2.2 M.R. Carr and K.R. Clarke, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.
- Riedl, R. (1966). Biologie der Meereshöhnel. *Paul Parey, Hamburg.*,
- Ros, J., Olivella, I., Gili, JM. (eds) (1984). Els sistemes naturals de les Illes Medes. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Ros, J., J. Romero, E. Ballesteros and JM. Gili (1985). Diving in Blue Water: the Benthos. In: R. Margalef (ed.), *The Western Mediterranean*. Key Environmental Series. Pergamon, London., pp. 233-235.
- Rull, J. and A. Gomez-Garreta (1989). Distribución de las algas epífitas sobre los ejemplares de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau. *Anales Jard.Bot.Madrid*, 46: 99-106.
- Sala, E. (1996). *The role of fishes in the organization of a Mediterranean subtidal community*. Tesi Doctoral, Univ. Aix-Marseille II, França.

- Sala, E. and C. F. Boudouresque (1997). The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community I: Algal communities. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 212 : 25-44.
- Sala, E. (1997). The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community II: Epi-faunal communities. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 212: 45-60.
- Sala, E. and E. Ballesteros (1997). Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 152 : 273-283.
- Ter Braak, K.F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigeninvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67 (5): 1167-1179.
- Ter Braak, K.F. (1988). CANOCO: an extension of DECORANA to analyze species-environment relationship. *Vegetatio*, 75: 159-160.
- Underwood, A. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.*, 4: 3-15.
- Underwood, A. (1997). *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press.
- Verlaque, M. (1987). Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamrk) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. *Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles.*, 5-36.

SEGUIMIENTO DE LA PRADERA DE *Posidonia oceanica* DE LAS ISLAS MEDES. EJERCICIO 2001

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 2001 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 (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.

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 2001

El presente informe propone como objetivos:

- (i) Repetición de las medidas de densidad.
- (ii) Repetición de las medidas de cobertura.

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



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.

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 inte-

rior de los rodales. Por lo tanto, la variable “densidad” 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.

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 año 2001, la densidad de las estaciones intermedias disminuye drásticamente respecto a los valores de 1999 y 2000; por el contrario, la estación superficial y la profunda aumentan la densidad. Este descenso parcial de las estaciones intermedias 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 2001 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 recuperado, estabilizándose en torno a la media histórica (estaciones somera y profunda) o algo por encima de ella (estaciones intermedias). Se confirma la tendencia detectada en el 2000' de aumento de la cobertura en la estación más profunda (14 m), que es la que mostraba una inercia más clara a la recuperación.

DISCUSIÓN

Diagnosis biológica

En cuanto a los parámetros de cobertura, la situación actual de la pradera (2001) 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 marcada regresión de los datos de densidad en las estaciones intermedias. No tenemos una explicación clara para esta tendencia, tanto más cuanto los valores de cobertura parecen haber aumentado a pesar de todo. Se refuerza la recuperación de la cobertura en la parte más profunda, detectada por vez primera en diez años el año pasado. Esta zona es la más frágil porque, por una parte, en 1990 se abrió en ella un amplio calvero, y porque por otra, su den-

sidad 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 parece en neta recuperación.

La tendencia común parece haber sido una pérdida de densidad en la época 1990-1993, y una disminución de la cobertura sobretudo 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

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
2001	708 + 24	546 + 20	434 + 30	295 + 18

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

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
2001	73.7 + 1.7	64.8 + 1.9	48.8 + 5.2	26.8 + 2.2

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

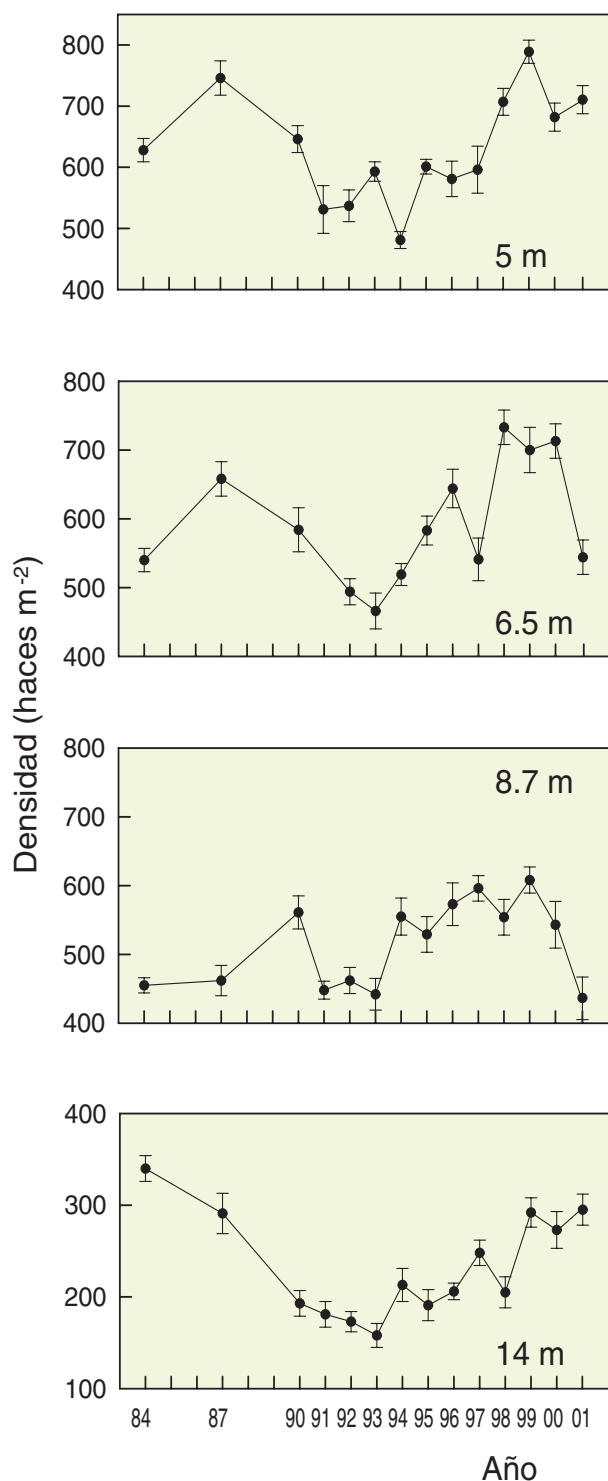


Figura 2. Desviaciones respecto a la media de los datos de densidad (haces m⁻²) de las cuatro estaciones fijas para todos los años estudiados. Se da el valor medio de la serie para cada profundidad. Las barras verticales representan el error estándar.

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,

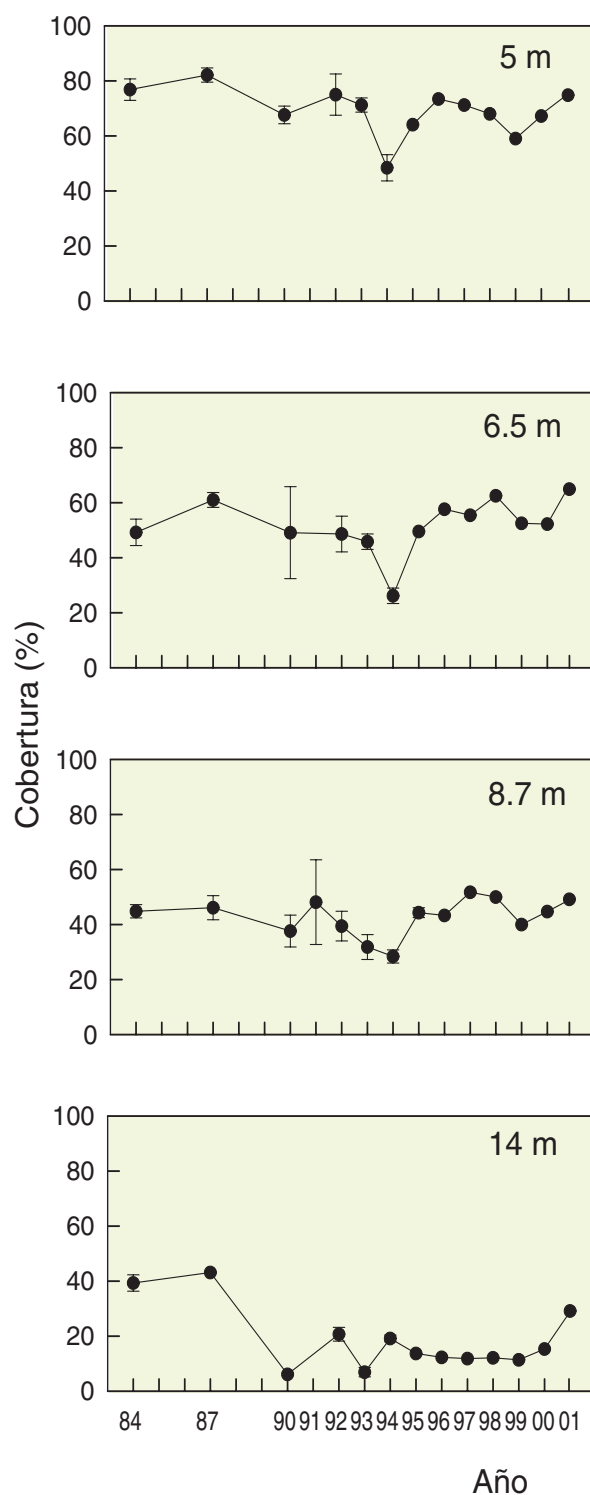


Figura 3. Desviaciones respecto a la media de los datos de cobertura (%) por el método fotográfico de las cuatro estaciones fijas para todos los años estudiados. Se da el valor medio de la serie para cada profundidad. Las barras verticales representan el error estándar.

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.

En resumidas cuentas, podemos afirmar que el estado de la pradera de *P. oceanica* de las islas Medas es globalmente satisfactorio, pero la pérdida de densidad detectada este año en las zonas intermedias (6.5-8.7 metros) reclama un cuidadoso seguimiento futuro. Las zonas más someras este año aparecen densas y bien constituidas, y la zona profunda parece recuperarse. A pesar de las pérdidas de densidad 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 cobertura hallados en 2001 continúan aumentando en todas las estaciones,

aunque las dos intermedias han sufrido una fuerte regresión de densidad. No tenemos una explicación para esta aparente contradicción.

3º) La zona profunda, que presentaba históricamente, una mayor pérdida de calidad, muestra indicios de una ligera recuperación.

RECOMENDACIONES

Dentro del alcance de los datos disponibles, la situación de la pradera parece, un año más, estabilizada. Sin embargo sería deseable aclarar si la pérdida de densidad en las estaciones intermedias ha estado asociada a un cambio en los criterios de gestión de los fondeos (colocación de nuevos muertos?). En caso afirmativo sería urgente revisar esa estrategia para volver a la que en años precedentes habían dado tan buenos resultados.

Las campañas de limpieza de este año han sido sumamente respetuosas con todos los dispositivos 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, se recomienda el promover el balizamiento del límite inferior para un seguimiento más extensivo del sistema y repetir el mapado global de la pradera con ecosonda lateral (como se realizó en 1997).

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, Cristina LINARES & 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* 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 (Kempff, 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; Kempff, 1962).

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 comparar 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



Figura 1. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2001. Localització dels transectes.

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. 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 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 1.

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

Taula 1. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2001. 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

Per tal de veure la significació estadística de les diferències observades, s'ha realitzat anàlisis 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 2001

Els resultats obtinguts en 2001 en el seguiment de *P. lividus* es resumeixen en la Taula 2 i en la Figura 2. 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 2 es representa en forma 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'estruc-

tura de talles presenta una domini de les classes de talla petites.

Les diferències per efecte de la topografia es mostren superiors als fons de blocs pel que fa a les densitats ($F(1,461.8)=26,10$; $p<0,001$), mentre que les talles són significativament més petites a les parets verticals ($F(1,2316)=8,49$; $p<0,01$).

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 ($F(1,86.4)=4,11$; $p<0,05$ i $F(1,30.78)=2,38$; $p=0,12$ 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 ($F(1,151.12)=57.23$; $p<0.01$), Taula 2)

Evolució de les poblacions al llarg dels anys de seguiment.

Les Figures 3 i 4 mostren l'evolució de les densitats i les talles mitges de *P. lividus* de cada estació

Taula 2. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 2001. 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 2001 i en les diferents situacions combinant efecte de la protecció i el tipus de fons.

	DENSITAT		DIÀMETRE	
	Xn	STD	Xn	STD
AMP				
C.Bernat	0.29	0.79	3.15	1.82
Tascons	9.17	4.54	3.47	1.78
Vaca	4.46	2.92	2.66	1.84
Freuetó	2.45	2.42	3.36	1.91
COSTA AMP				
Punta Salines	3.75	4.66	3.23	1.64
Molinet	7.27	4.52	2.71	1.46
NO AMP				
Falaguer paret	3.87	3.63	3.26	1.61
Falaguer blocs	9.16	3.97	3.27	1.30
AMP blocs	5.81	4.95	3.45	1.81
No AMP blocs	8.21	4.19	2.91	1.43
AMP parets	2.38	2.99	2.70	1.65
No AMP Parets	3.81	4.11	3.25	1.62

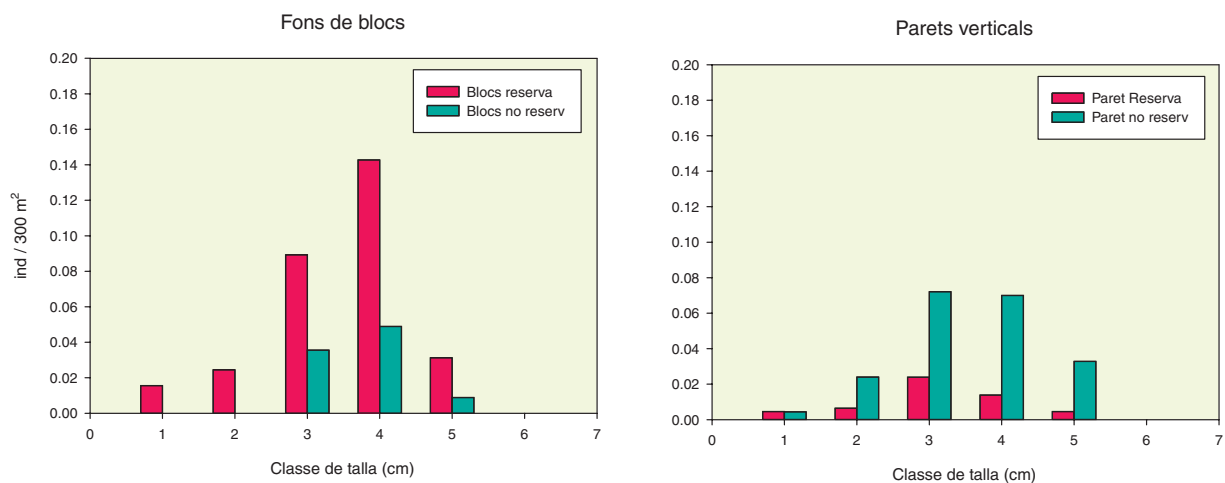


Figura 2. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 2001. Estructura de talles per a cada tipus de fons; a) Medes; b) Costa del Montgri.

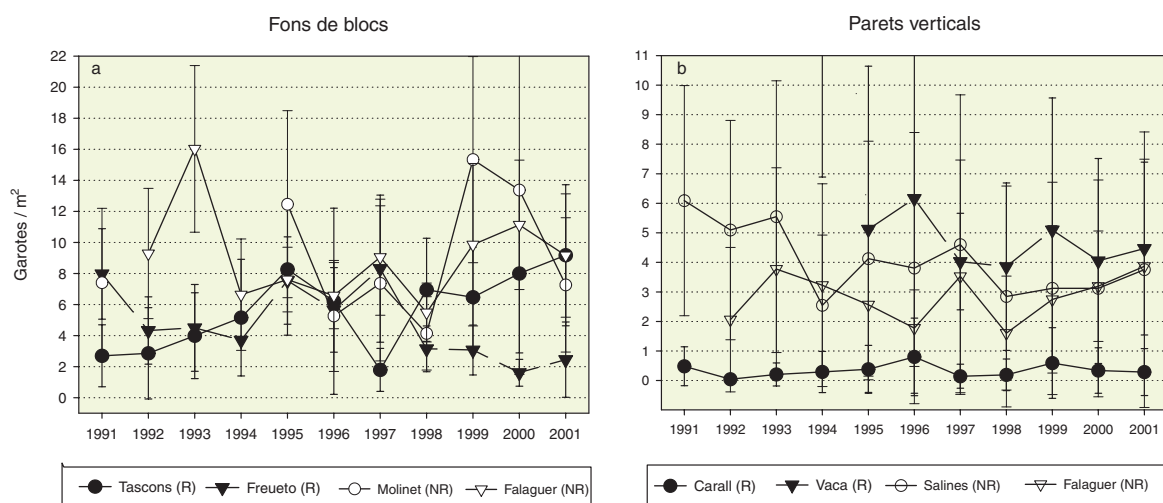


Figura 3. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2001. Evolució de les densitats (Ind/m²) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes plens: Medes; Signes buits: costa del Montgri.

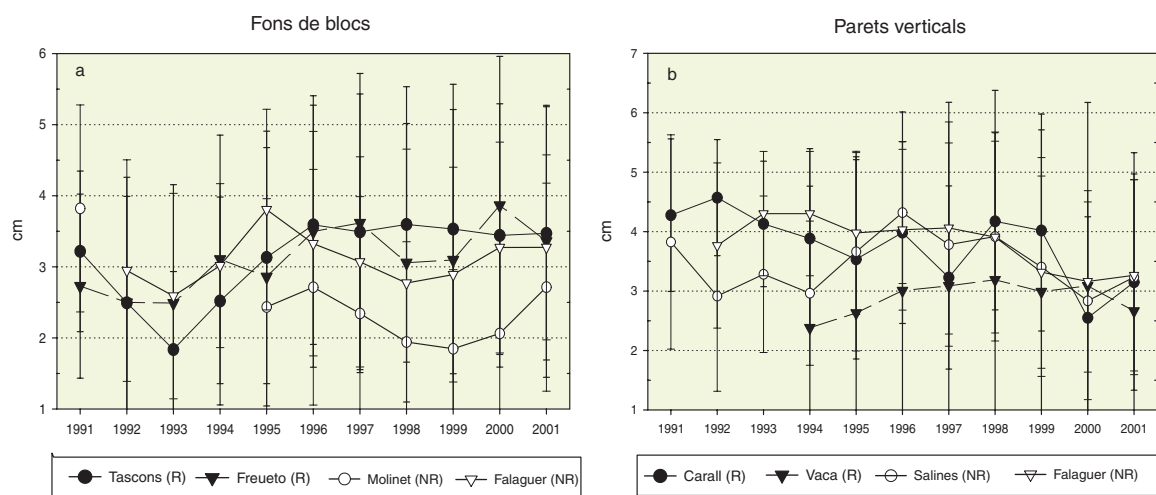


Figura 4. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2001. Evolució de les talles mitges (cm. diàmetre) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes plens: Medes; Signes buits: costa del Montgri.

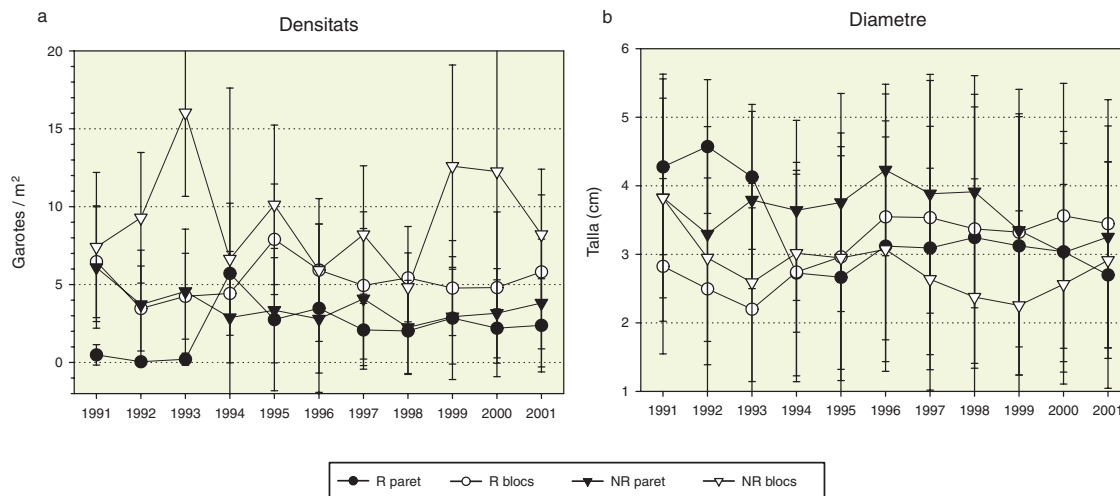


Figura 5. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2001. Evolució de les densitats i talles mitges (cm. diàmetre) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades. Signes plens: Medes; Signes buits: costa del Montgrí.

durant els anys de seguiment, i la Figura 5 mostra l'evolució de les densitats i talles de cada situació experimental. La Figura 6 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 es va mantenir a l'any 2000, però enguany ha disminuït fins unes densitats semblants a les dels anys anteriors. Les densitats dels anys 1999 i 2000 formen un pic en les densitats de les poblacions de fora la reserva, molt semblant a l'observat el 1993. En contraposició a aquestes dents de serra que presenten les poblacions de garotes de fora de la reserva, dins l'àrea protegida les tendències són molt regulars.

Arbacia lixula

Estat de les poblacions en 2001

La Taula 3 mostra els valors de les densitats i els diàmetres mitjos trobats als transectes realitzats el 2001 en cada estació i en cada situació experimental. En la Figura 7 es representa en forma d'histogrames les densitats de cada tipus de fons (blocs i paret a dins i fora de l'AMP).

Les diferències de densitat entre els fons de

blocs i les parets verticals de *A. lixula* semblen seguir el mateix patró de *P. lividus*, ja que en els fons de blocs les densitats són més elevades ($F(1,2.16) = 24.08$; $p < 0.01$): En canvi, aquest any hi ha hagut una forta disminució de les talles mitges en les parets verticals de forma que no trobem les diferències dels altres anys ($F(1,0.002) = 0.002$; $p < 0.98$).

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 ($F(1,0.301) = 2.17$; $p = 0.14$) i ($F(1,0.009) = 0.009$; $p = 0.92$) com les de les parets verticals ($F(1,0.0042) = 1.09$; $p = 0.300$), excepte per les talles, ja que les garotes de les parets de la reserva tenen una talla mitja inferior ($F(1,5.30) = 8.23$; $p < 0.01$) no mostren diferències estadísticament significatives.

Evolució de les poblacions al llarg dels anys de seguiment.

Les Figures 8 i 9 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 10 les diferents situacions experimentals tractades. La Figura 11 mostra en forma d'histogrames l'evolució de la freqüència relativa de les diferents talles a cada estació, durant tots els anys de seguiment.

Malgrat l'estabilitat que ha mostrat la sèrie durant tots els anys de seguiment, tant en les

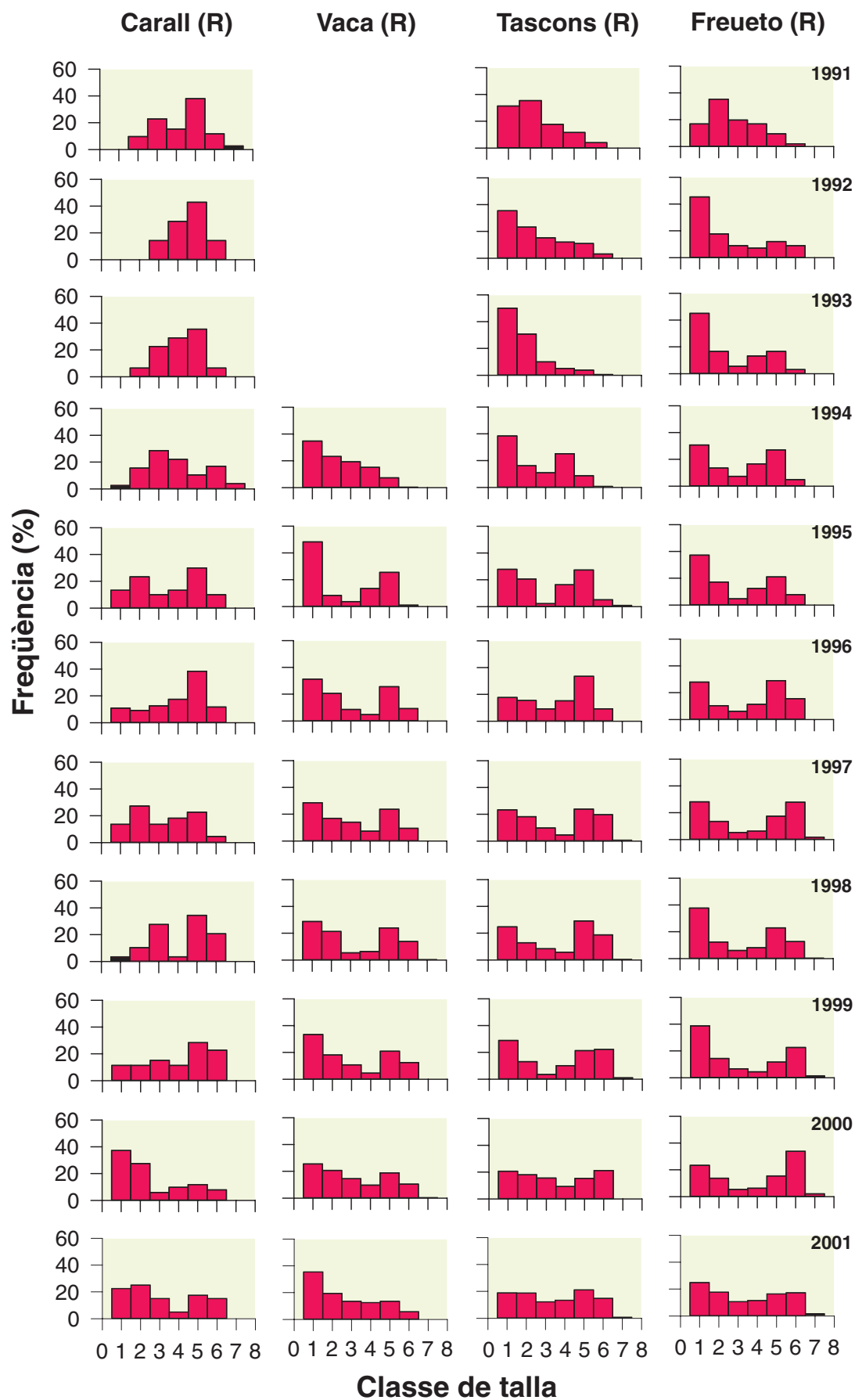


Figura 6. Garota comuna (Paracentrotus lividus). Seguiment 1991-2001. Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

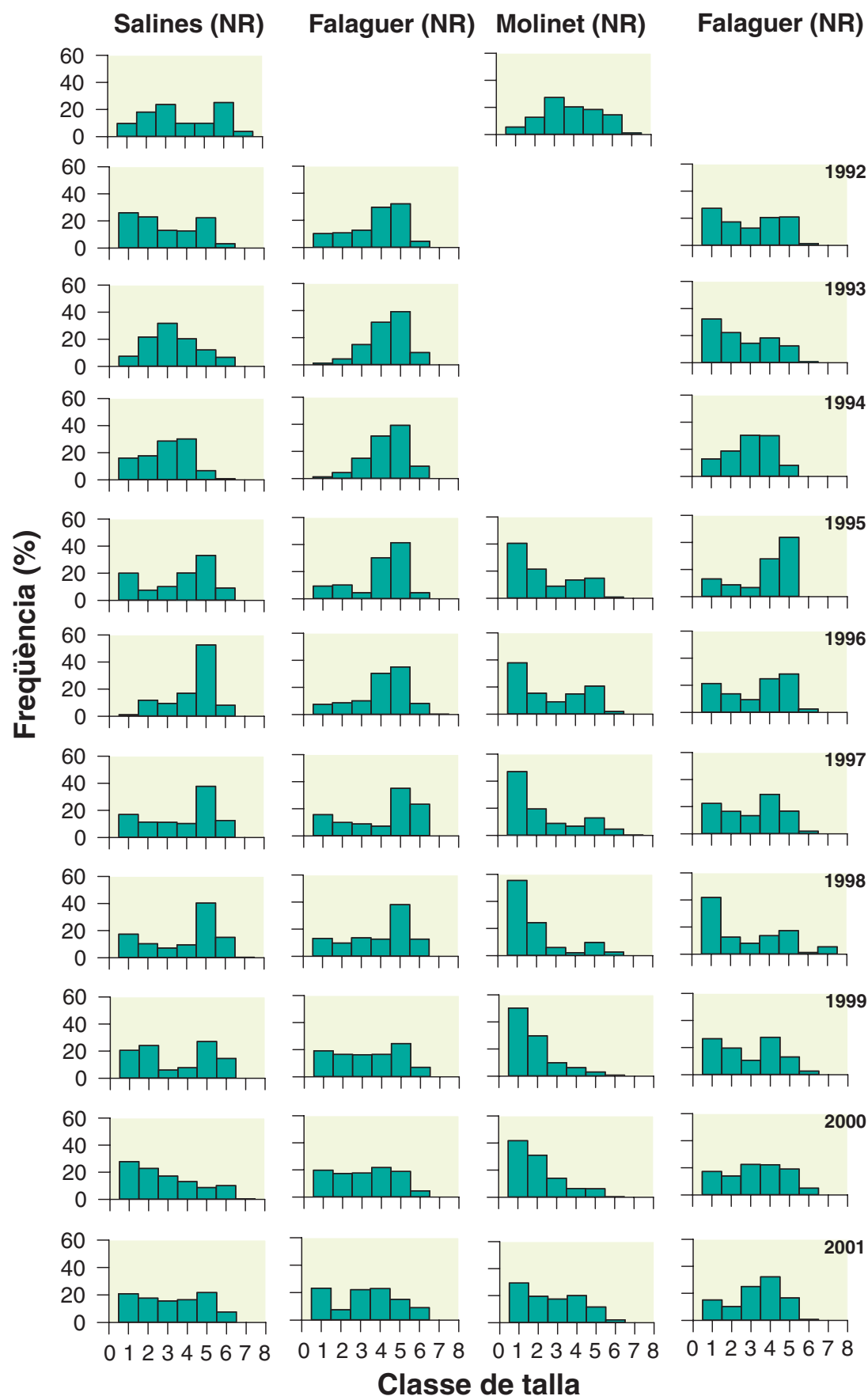


Figura 6 (Cont.). Garota comuna (Paracentrotus lividus). Seguiment 1991-2001. Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

Taula 3. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 2001. 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 2001.

	DENSITAT		DIÀMETRE	
	Xn	STD	Xn	STD
AMP				
C.Bernat	0.05	0.09	3.57	1.27
Tascons	0.25	0.21	3.76	1.07
Vaca	0.11	0.17	2.94	0.90
Freuetó	0.36	0.42	3.32	0.86
COSTA AMP				
Punta Salines	0.06	0.10	4	0.5
Molinet	0.52	0.47	3.32	1.07
NO AMP				
Falaguer paret	0.39	0.34	3.63	0.65
Falaguer blocs	0.22	0.31	3.72	0.74
AMP blocs	0.31	0.33	3.51	0.97
No AMP blocs	0.45	0.41	3.49	0.97
AMP parets	0.09	0.14	3.13	1.03
No AMP Parets	0.14	0.24	3.71	0.64

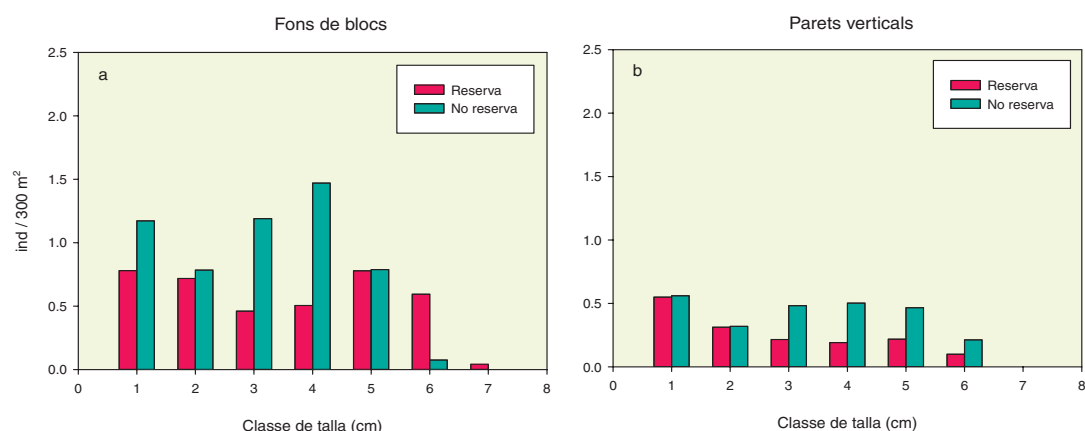


Figura 7. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 2001. Estructura de talles per cada tipus de fons; a) Medes; b) Costa del Montgrí.

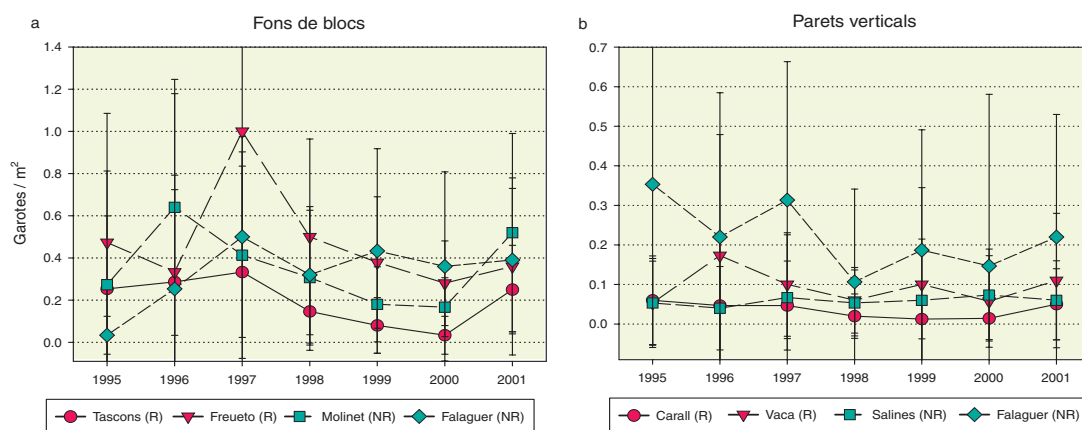


Figura 8. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 1995-2001. Evolució de les densitats (Ind/m^2) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes vermells: Medes; Signes verds: costa del Montgrí.

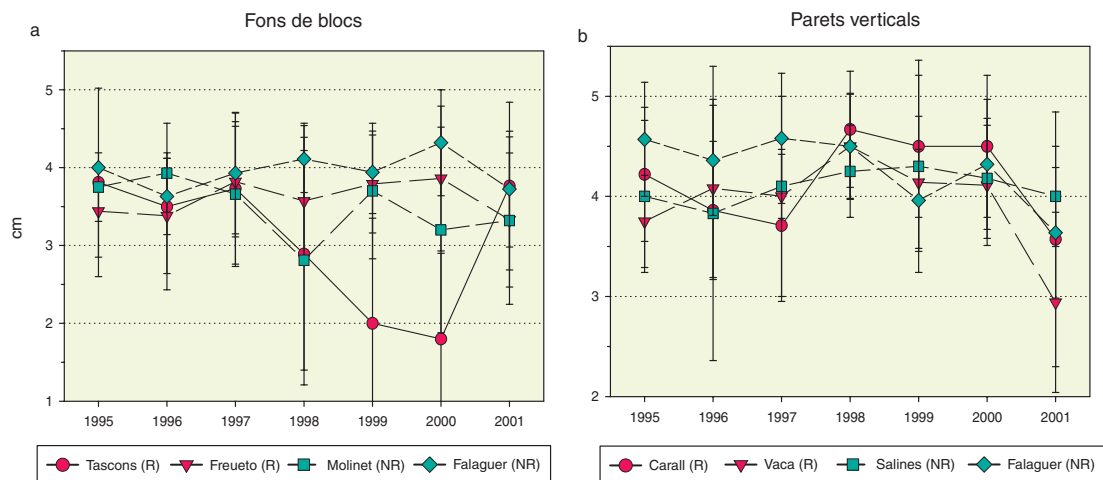


Figura 9. *Garota negra* (Arbacia lixula). Seguiment 1995-2001. Evolució de les talles mitges (cm. diàmetre) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes vermells: Medes; Signes verds: costa del Montgri.

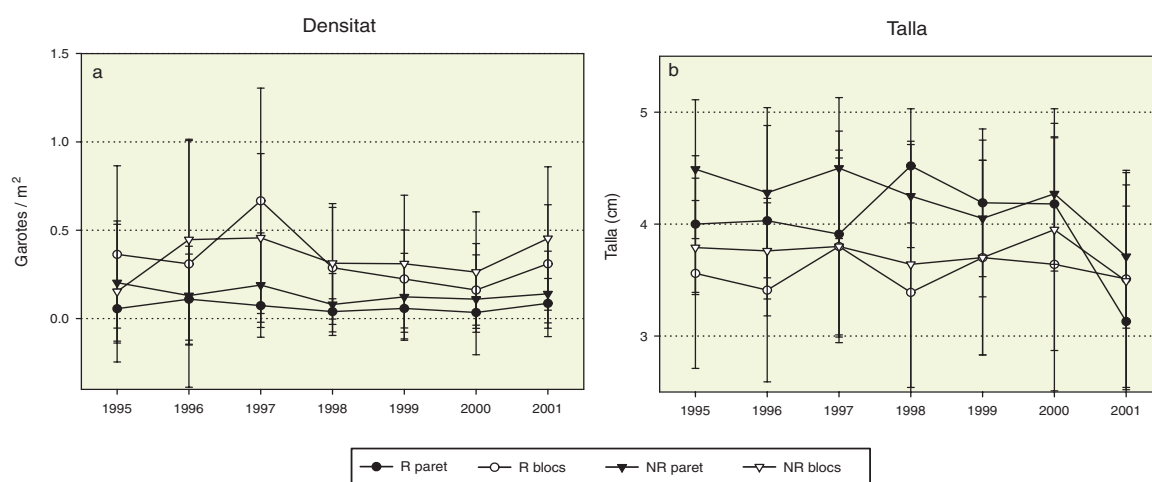


Figura 10. *Garota negra* (Arbacia lixula). Seguiment 1991-2001. Evolució de les densitats i talles mitges (cm. diàmetre) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades.

densitats com en la talla mitja de les poblacions, aquest any sembla que hi ha hagut un canvi en les poblacions de *A. lixula*. Per una part, les densitats han augmentat, i les talles han disminuït. Aquesta combinació dels dos factors ens fa pensar que hi ha hagut una entrada de reclutes a la població. Si mirem els histogrames de freqüències de talla, veiem que hi ha hagut un augment de talles més petites que els anys precedents.

DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS

Els models existents sobre les relacions entre peixos, garotes i algues (Mc Clanahan & Muthiga, 1989; Mc Clanahan & Shafir, 1990; Mc Cla-

nahan & 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

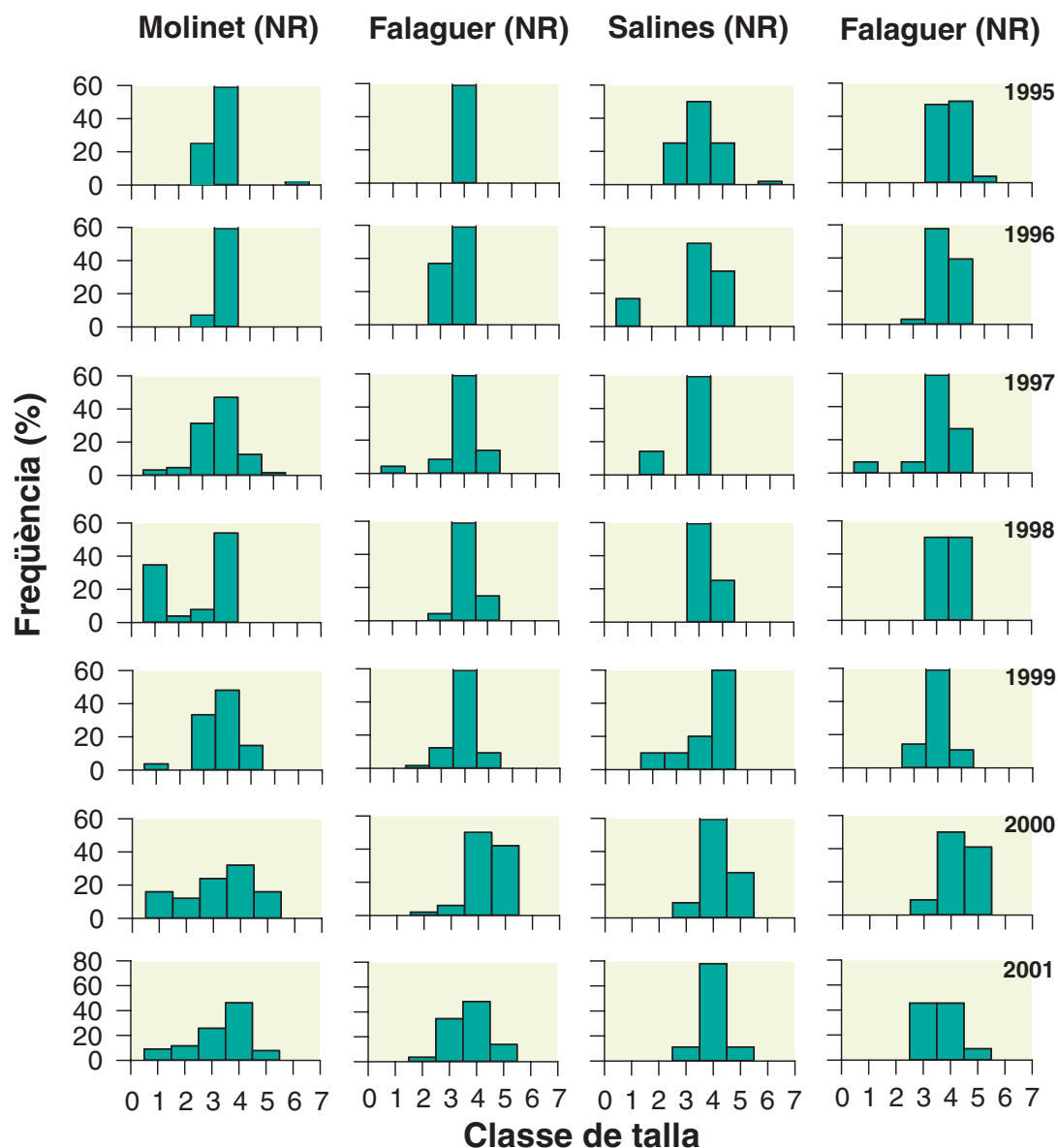


Figura 11. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 1995-2001). Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

el grau d'acompliment d'aquestes prediccions a la llum dels nostres resultats.

Paracentrotus lividus

Anàlisi dels resultats de l'any 2001

Els resultats d'enguany semblen recolzar un any més les prediccions de les hipòtesis derivades dels models: les densitats són menors i la talla mitjana és més gran dins que fora de la AMP. Si analitzem 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

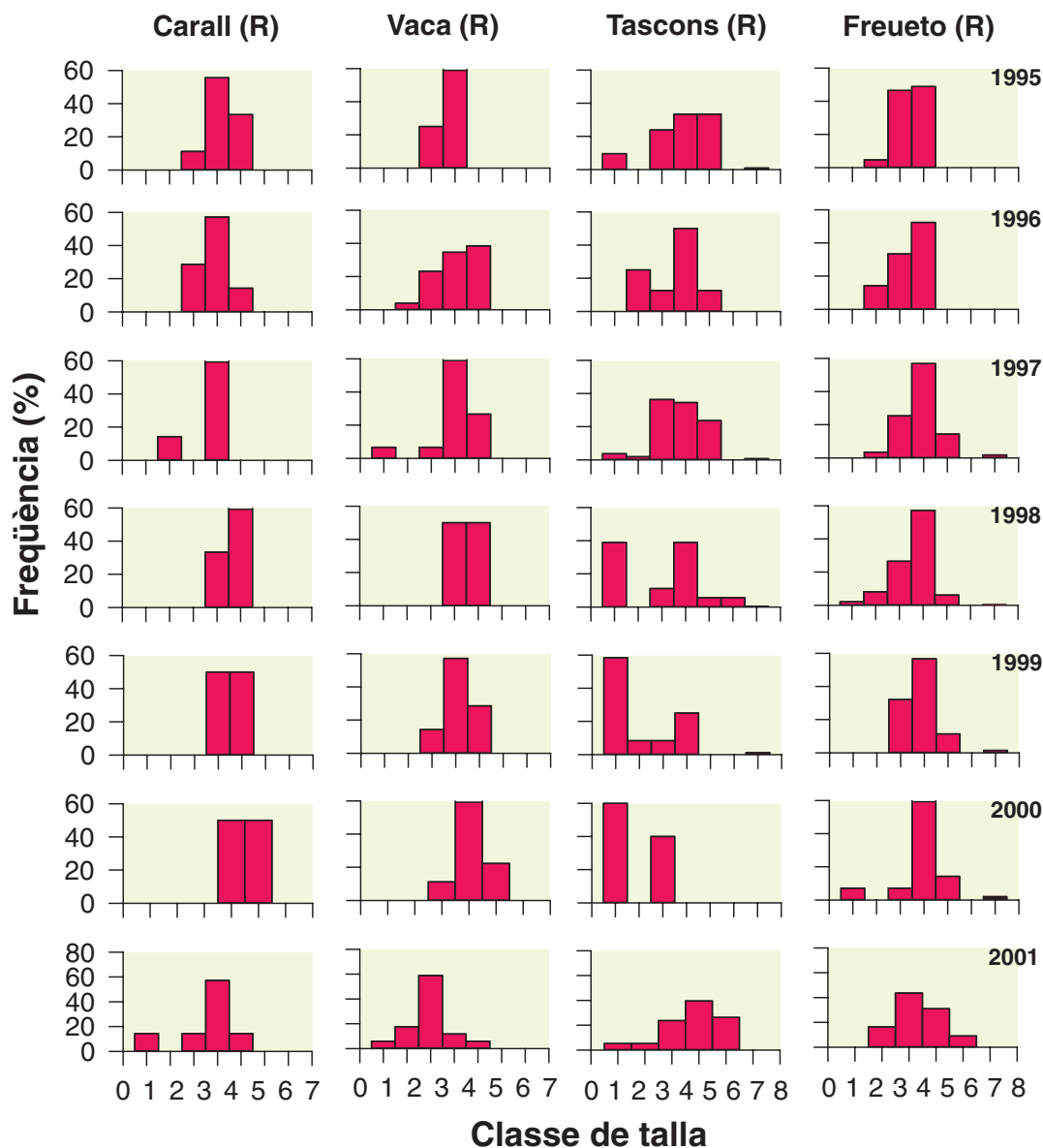


Figura 11 (Cont.). Garota negra (Arbacia lixula). Seguiment 1995-2001). Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

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 temporal (1991-2001)

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 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). Enguany les densitats dels fons de blocs de fora de la reserva tornen als valors anteriors a 1999, pel que sembla tancar un altre episodi, o dent de serra en la sèrie temporal de les densitats de fora la reserva. Cal contrastar aquestes fortes variacions de fora la reserva amb la relativa estabilitat de dins les Illes Medes.

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 preliminars, 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 aquesta sèrie 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 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.

No obstant, aquest any hem pogut observar un canvi degut a l'augment de les densitats i a la disminució de les talles, cosa que fa pensar en un episodi de reclutament. Tot i aquests resultats cal tenir prudència en descriure tendències, ja que tot fa pensar que aquesta espècie té un comportament més caòtic que *P. lividus*, ja que no recluta cada any i, ho fa, el reclutament és molt menys important que en *P. lividus*. A més, pot haver un problema de en l'estima de la població, ja que les baixes densitats que tenen poden provocar que no mesurem una mostra suficientment representativa de tota la població.

Tots aquest factors fan que aquestes dades no siguin del tot interpretables i caldrà, al menys, esperar als propers anys per a veure si aquest petit augment en les poblacions de *A. lixula* continua, o si queda com un pic discret i les poblacions evolucionen en unes densitats estables com fins al moment.

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 imaginar-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 pobla-

cions 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 managements 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 bâche sur des chaînes alimentaires courtes: *Dunaliella-Venerupis*; *Dunaliella-Paracentrotus*. *Ann. Inst. Michel Pancho*, 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

(*) 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 voltan 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.

- 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 2001

Rafel COMA¹, Cristina LINARES², Emilià POLA² i Mikel ZABALA²

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

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

INTRODUCCIÓ

Importància

La gorgònia roja *Paramuricea clavata* és una espècie que reuneix molts dels atributs requerits per ser seleccionada com objectiu de monitorització del Patrimoni Natural submarí de les Illes Medes. Al menys tres raons la fan especialment interessant:

És un dels elements que més contribueix a la bellesa dels paisatges submarins coral·lígens pels que les Illes Medes són tan renombrades entre els bussejadors; en aquest sentit té un valor patrimonial extraordinari i econòmicament explícit.

A més, aquesta gorgònia és una espècie ecològicament important per als ecosistemes bentònics als que contribueix com espècie enginyera (o arquitecta) aportant molta de la seva estructura tridimensional, biomassa i complexitat.

Per últim, la gorgònia roja resulta molt adequada per als objectius de monitorització d'un espai protegit que, en estar basats en censos visuals, reclamen d'una banda espècies grans, abundants i representatives del sistema, i de l'altra que tinguin prou sensibilitat a les pertorbacions com per a ser bones indicadores de la "salut" de l'ecosistema.

És realment una espècie sensible?

En principi, totes les evidències fan pensar que les gorgònies roges tenen un estil de vida congruent amb la baixa reactivitat de la comunitat circalitoral coral·lígena on viuen (Garrabou et al., 1997). Hipotèticament, les comunitats circalitorals estan eficaçment "tamponades" pel gruix de la capa d'aigua interposada contra moltes de les pertorbacions ambientals que són freqüents en ambients més somers (temporals, minves, canvis de temperatura, baixades de salinitat per grans

pluges, contaminació difosa amb les aigües continentals menys denses); així mateix la pressió de les interaccions biòtiques (depredació, competència, etc.) sembla disminuïda per la reducció del dinamisme del sistema que segueix al filtrat de les fonts bàsiques d'energia: llum i hidrodinamisme (Garrabou, 1997). Així, tot fa pensar que en aquestes comunitats les grans pertorbacions catastròfiques no deuen existir o són events de molt baixa freqüència.

En concordància amb l'ambient en què viu, és d'esperar que tots els paràmetres demogràfics de la gorgònia roja l'acostin al que els ecòlegs defineixen com una espècie de tipus K (Pianka, 1970): alta longevitat, baixa taxa de creixement somàtic, edat de primera reproducció molt tardia, iteroparitat, amb molt reduïdes taxes anuals de reclutament (tot i que l'esforç anual en productes sexuals pot ser notable); i en reciprocitat, unes taxes de mortalitat natural molt baixes. Això últim s'ha de veure afavorit per l'organització modular colonial dels gorgoniàcis. Gràcies a ella, les gorgònies poden suportar lesions i episodis de mortalitat parcial de les seves colònies; i recuperar-se d'aquestes lesions reparant les parts danyades per replicació asexual de les seves unitats moduls. Conseqüentment, ens podem qüestionar fins a quin punt hem d'esperar que la gorgònia roja sigui una adequada indicadora dels canvis en l'ecosistema a la fina escala temporal que ens interessa.

Tot i poc freqüents, les pertorbacions també existeixen en el circalitoral; això és el que es va detectar en 1999 quan un episodi de mortalitat massiva va danyar seriosament poblacions circalitorals d'esponges, gorgònies (entre elles al corall vermell), tunicats i briozous de la costa lligur italo-francesa, entre Portofino i Marsella (Cerrano et al., 2000; Perez et al., 2000). Aquest esdeveniment va ser enormement nociu per a les poblacions de gorgònies roges i hom estima que varen morir

molts milers d'exemplars; centenars de mil·lers més varen quedar afectats i es va perdre més del 60 % de la biomassa total de les poblacions situades a menys de 35 metres de fondària (Cerrano et al. 2000, Perez et al. 2000, Coma et al. 2001). Encara que aquell episodi, que hom ha associat a un escalfament inusualment persistent de la capa d'aigua soma resultant de l'estratificació estival (Romano, 2000), no va afectar a les poblacions de la AMP de les Illes Medes, res no garanteix que nous episodis no es repeteixin amb freqüència creixent degut al procés d'escalfament global.

És preocupant la mortalitat de gorgònies roges a les Illes Medes?

A les poblacions de gorgònies roges de les Illes Medes les causes de mortalitat accidental més freqüents semblen ser unes altres. Si bé és cert que durant el seguiment dels darrers deu anys (1991-2001) hom ha observat episodis de mortalitat en massa per necrosi seguida de posterior epibiosi dels teixits necrosats, aquests events varen ser sempre puntuals en el temps i d'una extensió molt moderada (p.e. mortalitat de 1992 al Salpatxot: menys de 0,05 Ha afectades, veure memòria de l'any 1992). En canvi, la presència repetida i intensiva de bussejadors ha fet progressar una altra causa de mortalitat que no per involuntària resulta menys preocupant. A diferència de la mort per necrosi en la qual els esquelets morts de les gorgònies romanen llarg temps visibles a la comunitat, la mortalitat induïda pels escafandristes produeix la desaparició immediata de tota (o part de) la colònia que resulta arrabassada per la tracció o per l'excés pes carregat sobre ella. És això realment greu? L'erosió involuntària produïda pels bussejadors és molt menys agressiva que un episodi de mortalitat en massa com el que acabem d'esmentar; però quan la freqüència i intensitat del busseig són tan elevades com és el cas de les Medes té l'inconvenient d'actuar constantment. Segons les nostres estimes, la proporció de morts de gorgònies roges per necrosi o per arrabassament a les Illes Medes és de 1:5 (veure resultats). El resultat final pot ser tan o més catastròfic, encara que la visió habitual de dues o tres colònies arrencades sobre el fons no ens sembli preocupant a primera vista.

La dinàmica demogràfica modelitzada

Per valorar objectivament la transcendència d'aquest petit factor afegit de mortalitat hem de

considerar la qüestió a la llum de la dinàmica demogràfica de l'espècie i a una escala temporal adequada, és a dir de desenes d'anys. Com esperar desenes d'anys és una exigència que no podem satisfer, una bona alternativa consisteix a dissenyar un model que permeti simular l'evolució de la població en el futur. El model consistirà en un procés markovià de matrius de transició a partir de l'estructura poblacional actual i dels valors dels paràmetres demogràfics que descriuen la seva dinàmica.

Naixements, creixements i morts són els paràmetres demogràfics bàsics. En les gorgònies, com en molts organismes marins provistos de fecundació externa i dispersió passiva de les larves pels corrents, cal esperar una molt pobre correlació entre la fecunditat o esforç reproductor de la població parental i les entrades reals de joves individus a la població. Per això, resulta sempre preferible introduir la "natalitat" en forma de reclutament. De forma que els paràmetres a mesurar són: 1) la taxa de reclutament, 2) la taxa de creixement somàtic i 3) la mortalitat. En organismes d'organització individual, els valors absoluts pels paràmetres demogràfics varien amb l'edat de l'individu, i ho fan d'una forma més o menys coneguda. Però entre organismes modulars com les gorgònies, aquesta correlació no té per què existir; encara més, la potencialitat demogràfica pot dependre molt més de la talla que de l'edat, i aquestes dues variables no es troben ben correlacionades (Hughes and Cancino, 1985). En el cas de la gorgònia roja, alguns processos resulten fàcils de modelitzar, com el creixement somàtic, mentre els altres resulten més difícils de reduir a un valor simple, com veurem a continuació.

Que sabem de la demografia de la gorgònia roja a les Medes?

Les poblacions de gorgònies roges de les Illes Medes són unes de les més estudiades de tota la Mediterrània. En estreta relació amb aquest seguiment es va desenvolupar una tesi doctoral dedicada a descriure l'alimentació i el flux d'energia a través de les poblacions de *Paramuricea clavata* (Coma, 1994); aquests objectius exigien un estudi precís de la densitat i l'estructura de les poblacions, el creixement i la reproducció. Malgrat la plasticitat que els confereix la replicació modular asexual, els peus de gorgònia roja mantenen una certa homogeneïtat en la morfologia colonial i existeix una correlació significativa positiva entre l'alçada màxima i la longitud total de branques, entre

l'alçada màxima i la superfície colonial, i entre l'alçada i la biomassa de la colònia; aquestes correlacions són encara més significatives si a més de l'alçada es considera l'amplada màxima de la colònia (Coma et al., 1998). També existeix una bona correlació entre la superfície colonial i el nombre de pòlips (Coma 1994).

A través d'un seguiment fotogràfic iniciat en 1989 i que encara continua, hom va pogut establir que el creixement somàtic de les colònies de gorgònies roges de talles mitjanes (entre 15 i 30 cm d'alçada) era d'uns 0.8 cm /any en altura total de la colònia. Cal comprendre que aquest és un valor promig poblacional i plurianual que, donada la gran plasticitat dels organismes modulars, no podem esperar que s'acompleixi amb precisió a cada colònia i cada any. Sorprenentment (per als estàndards d'un animal individual) aquesta taxa de creixement es mantenia constant entre el rang de talles estudiades i no semblava dependre del sexe. Un estudi que va examinar el creixement brut (i.e. sense tenir en compte les pèrdues) entre els anys 1990 i 1992, va mostrar que el ritme de creixement de les petites colònies en els anys següents a l'assentament (entre 0 i 10cm) és superior al de les colònies grans; no obstant, la taxa de creixement net es va mantenir constant durant el període estudiat dins el rang de talles estudiades (Coma et al., 1998).

Un corolari que podem desprendre d'aquest càlcul és que les grans colònies, que poden ser observades a alguns llocs de la Mediterrània (p.e. Parc Nacional de Port-Cros, Reserva de les Illes Columbrets) i que superen 1 metre d'alçada total, són llargament centenàries.

La modelització sembla més complicada quan es tracta de modelar el reclutament. L'esmentada tesi doctoral va descriure amb precisió el procés de maduració de les gònades masculines i femenines (l'espècie és gonocòrica) i l'alliberament dels productes sexuals, que té lloc en dos episodis sincrònics entre Juny i Juliol (Coma et al., 1995 a, b). Tot i el notable esforç reproductor que any rera any realitzen les colònies de gorgònies roges de les Medes, l'entrada de nous reclutes a la població sembla un procés molt rar. Malgrat el seu color malva intens i la seva gran talla (ca. 400 µm) que les fa visibles a ull nu, la larva i els petits pòlips post-assentats són difícils de veure en el fons, i queden sovint amagats entre la catifa bentònica formada per algues calcàries, esponges, altres celentèris, briozous i tunicats. A més, dada la baixa taxa de creixement somàtic, resulta difícil decidir quan una petita colònia és nova o ja

procedia de l'any passat; la única aproximació certa és el mapat i identificació individualitzada de cada peu en anys successius. Així, l'estima de les taxes de reclutament demana una anàlisi molt minuciosa dels fons que, tenint present les limitacions logístiques del treball submarí, ve a significar l'estudi de superfícies molt petites i, sospitem, poc representatives. Com a resultat i a falta d'estimes prèvies fiables, l'estudi de les taxes de reclutament ha ocupat una part important de la feina del seguiment (veure material i mètodes).

Semblants dificultats i mancances es presenten amb les estimes de les taxes de mortalitat. Sent aquest el paràmetre clau la sensibilitat al qual vol demostrar el model, seria desitjable poder discriminar entre les diferents causes de mortalitat, naturals, antròpiques difuses (episòdiques o no) i antròpiques directament atribuïbles a les visites submarines. Però no existeixen valors de mortalitat publicats ni estimes prèvies, i aquella tesi tampoc tenia l'estudi de la mortalitat per objectiu. En principi, les morts degudes a la necrosi de les colònies (per causes naturals o d'origen antròpic difus) són fàcils de discriminar de les morts per arrabassament: els esquelets de les primeres romanen al lloc mentre que les segones desapareixen. Però per complicar les coses, temporals extraordinàries són capaços de produir l'arrabassament natural d'algunes colònies (les situades a fondàries mes somes) sense mediar intervenció humana; aquest fet va ser observat durant una "llevantada" d'excursionista intensitat en la tardor de 1997; (dades inèdites).

Així, el principal esforç d'aquest programa de seguiment de la gorgònia roja s'ha dedicat a estimar: 1) les taxes de reclutament, creixement i supervivència de les colònies de talla inferior a 10 cm AT; 2) les taxes d'arrabassament i de mortalitat per necrosi de les colònies grans i 3) l'avanç o regressió de l'epibiosi que segueix als processos de mortalitat parcial. Els resultats d'aquest esforç són els que han ocupat les memòries precedents entre els anys 1992 i 2000 i els que nodreixen les variables del model.

Validació del model

Un cop alimentat amb els valors dels paràmetres demogràfics acumulats durant aquests 10 anys, el model hauria de permetre-nos projectar l'evolució futura de les poblacions de gorgònies roges de les Medes en diferents escenaris i treure'n conclusions per la seva gestió. Prèviament, però, es fa necessari validar-lo i estimar-ne la pre-

cissió, el que s'aconsegueix contrastant les seves prediccions amb l'evolució real d'alguns exemples concrets. A tal efecte hom va seleccionar unes parcel·les fixes entre els bosquets de gorgònies roges, l'estructura demogràfica de les quals va ser estudiada durant 2 anys consecutius a l'inici del seguiment (1990-91). Com el baix dinamisme demogràfic de l'espècie no fa esperables canvis mesurables a escales anuals o de pocs anys, el seguiment d'aquestes parcel·les es va reservar a períodes més llargs. Enguany, quan fa 10 i 11 anys dels primers controls, semblava arribat el moment d'aquesta validació. A tal efecte, durant el 2001 hem repetit l'estudi d'aquelles parcel·les, el que ens ha permès d'analitzar la congruència entre les prediccions del model i les variacions realment observades.

Objectius

El que us presentem ara és la síntesi de la feina realitzada durant els 10 primers anys del seguiment de la població de gorgònies roges de les Medes. Després d'observar durant més de 10 anys la partició entre els diferents factors de les causes de mortalitat de les colònies grans (AT > 10 cm) i de 7 anys de seguiment del reclutament, del

creixement i de la supervivència de les colònies post-assentades (< 10 cm AT), podem considerar prou coneguts els rangs de valors esperables, els valors centrals i la variabilitat dels diferents paràmetres que alimenten el model. Després de revisar en 2001 les parcel·les estudiades en 1990 i 1991, hem pogut analitzar els canvis observats en les poblacions, al temps que les noves densitats i estructures poblacionals han servit per a validar la correcció del nostre model. Finalment, hem pogut projectar-lo cap al futur sota diferents escenaris d'ús i hem analitzat les seves prediccions. L'objectiu final d'aquest esforç és el de fornir arguments sòlids per a la gestió de les emblemàtiques gorgònies roges i, per extensió, de tota la resta d'organismes de la comunitat acompanyant.

MATERIAL I MÈTODES

El lloc

L'estudi de la dinàmica poblacional de la gorgònia roja *Paramuricea clavata* ha estat dut a terme a diferents indrets dins del Àrea Marina Protegida (AMP) de les Illes Medes i fora d'ella a la costa del Montgrí (Puig de la Sardina). En els

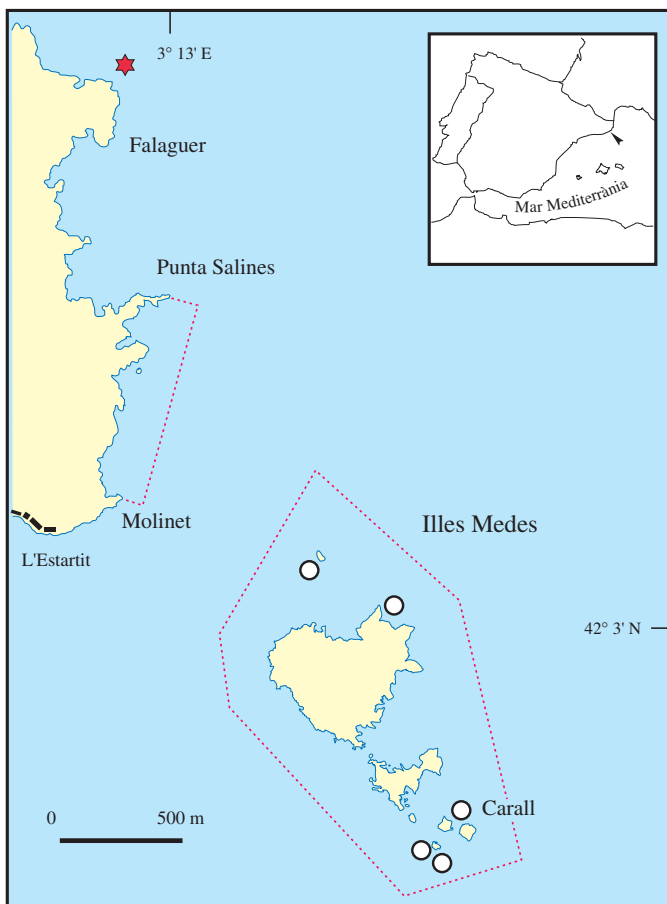


Figura 1. Mapa. Localització dels cinc transectes fixes estudiats durant els anys 1991 i 2001.

*Taula 1. Característiques de les parcel·les fixes del Seguiment temporal de la gorgònia *Paramuricea clavata* a les Illes Medes*

Parcel·la	Carall Bernat	Tascó petit	Medallot	Tascó petit	Pedra de Deu
Fondària	18 m	18 m	18 m	34 m	34 m
Substracte	Paret subvertical	Paret subvertical	Paret subvertical	Paret subvertical	Paret subvertical
Orientació	Nord	Sud	Sud	Sud	Nord
Freqüentació	Alta	Alta	Mitja-alta	Alta	Mitja-alta

apartats següents es detallen els indrets en els que han estat examinat cadascun dels elements.

El disseny

El creixement somàtic i el reclutament es consideren independents de la presència dels bussejadors i varen ser estudiats en llocs aleatòriament seleccionats de la AMP, a una sola profunditat (rang entre 18-25 m) prou moderada per permetre un eficient treball submarí.

Pel contrari, la nostra hipòtesi de partida suposava que la mortalitat estava influenciada per la intensitat de buceig i, per tal de demostrar aquesta hipòtesi, es varen intentar definir localitats amb diferent intensitat de buceig. Aquest objectiu és difícil d'assolir dins l'àrea protegida de les illes Medes, atès que totes les poblacions de gorgònies roges fàcilment accessibles són intensament visitades a causa de la seva bellesa. Queda el recurs de les poblacions més fondes, que per més inacessibles resulten menys visitades. Però és un fet provat que la fondària constitueix un paràmetre ecològic fonamental (Garrabou et al., 1997), responsable de moltes diferències en el comportament fisiològic i demogràfic de les espècies. De forma que resultarà molt difícil discriminar l'efecte de la intensitat de visita de l'efecte propi de la fondària. Tanmateix, i en absència d'alternatives es varen seleccionar dues situacions (Figura 1; Taula 1):

- 1) 3 estacions somes i molt visitades (situades entre 15 i 20 m de fondària),
- 2) 2 estacions més fondes i menys visitades (situades entre 30 i 35 m de fondària).

A més es va localitzar una població soma de gorgònies roges (Puig de la Sardina; Fig. 1) que per estar fora de la AMP rebia molt poques visites i podia servir com a control d'estació soma però poc visitada. Les condicions favorables d'aquesta estació varen durar molt poc temps, ja que la regulació de la intensitat de buceig a les Medes va desviar la pressió cap a la zona regulada del Montgrí, i en concret cap a aquesta estació que des de 1995 resulta molt bussejada (veure memòria any 2000).

Estructura de talles

Al 1990 en cadascuna de les estacions es va marcar un parcel·la d'un àrea de 1 m². Els límits de les 6 parcel·les de 1 m² varen ser marcats amb cargols de plàstics que foren instal·lats sobre la roca amb massilla de dos components. Això, facilita la localització de les parcel·les en controls posteriors. A més, els cargols permeten l'ancatge de gomes elàstiques entre els diferents angles de la parcel·la i aquesta instal·lació temporal facilita la visualització de l'àrea mapada i l'obtenció de dades. La localització exacta de les colònies dins de la parcel·la es mapada en àrees de 50x50 cm. El mostreig és totalment incruent i consisteix en mesurar la llargada màxima i el grau d'epibiosi de totes les colònies presents dins de la parcel·la. L'àrea inicialment (1990) balisada en cadascuna de les estacions tenia la forma d'un sol quadre de 1 m²; per tal de facilitar la tasca de mapat i per augmentar la representativitat de la mostra, aquesta superfície va ser redissenada i ampliada durant la repetició d'enguany (2001) a una parrialla de 20 (10x2) quadres contigus de 40x40 cm² de superfície/quadre, el que suposa una superfície total de 3.2 m².

Reclutament, creixement i supervivència post-assentament

Tal com s'esmentava en l'apartat anterior el creixement somàtic i el reclutament varen ser estudiats en llocs aleatòriament seleccionats dins la AMP entre 18 i 25 m. Entre els anys 1991 i 1993, el reclutament va ser examinat en un mínim de 5 parcel·les que com a mínim abastaven una superfície de 1 m²/ parcel·la. Algunes d'aquestes parcel·les estaven situades sobre superfícies verticals, en fons de paret, mentre que les altres es situaven en fons de grans blocs i sobre superfícies horitzontals. A partir de 1997 cinc d'aquestes parcel·les varen ser seleccionades com estacions fixes, la localització exacta de totes les colònies dins de la parcel·la va ser mapada en àrees de 40x40 cm i la seva evolució va ser segui-

da cada any. Com en el cas de les colònies grans el mostreig consisteix en mesurar la llargada màxima i el grau d'epibiosi de totes les colònies presents dins de la parcel·la, però dedicant especial atenció a l'aparició o desaparició de colònies noves (i.e. reclutes). La freqüència d'aparició de noves colònies ha permès estimar la taxa de reclutament anual. A més, el seguiment d'aquestes colònies durant els darrers 4 anys ha permès estimar la taxa de mortalitat i de supervivència dels reclutes i de les colònies petites (i.e. <10 cm AT).

A partir de 1997 aquest mostreig ha representat el seguiment de 268 colònies. D'aquestes, 190 colònies entre 0.5 i 55 cm de llargada màxima han pogut ser seguides des de 1997 fins al 2001. La taxa de creixement ha estat estimada en funció dels canvis en llargada màxima observades en aquestes 190 colònies al llarg d'aquests 4 anys.

Rebroll

La majoria de les colònies de gorgònia roja d'una certa envergadura desenvolupa una extensa base d'assentament des de la que es desenvolupen nombrosos rebrols (és freqüent observar entre 3 i 8 per colònia). La dinàmica d'aquests rebrols no ha estat estudiada adequadament però pot modificar sensiblement les potencialitats de recuperació d'una població després d'un event de mortalitat catastròfica per causes naturals o antròpiques.

Per tal d'obtenir una primera aproximació al nombre, talla mitja (AT) i taxa de creixement dels rebrols asexuals es va procedir al mapat de tots els rebrols existents dins les parcel·les de reclutament. El procediment és el mateix explicat en l'apartat precedent.

Mortalitat i epibiosi en les colònies grans (> 10 cm AT)

El mètode utilitzat per quantificar la mortalitat anual de les gorgònies grans és el seguiment de colònies marcades situades al llarg de transsectes fixes. Cada transsecte (Taula 2) manté constants el paràmetres ambientals de fondària, orientació, inclinació, rugositat i comunitat. El marcatge consisteix en instal·lar una etiqueta plàstica numerada a la base de cada colònia mitjançant una brida de polivinil. El transsecte permet la cobertura d'una ampla franja de la població estudiada al temps que facilita la relocalització de les colònies. El mostreig consisteix en el control periòdic de la permanència o desaparició

Taula 2. Característiques dels transsectes estudiats per estimar les taxes de mortalitat.

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

d'aquestes colònies i del seu grau de recobriment per epibionts. En 1992 es varen equipar 8 transsectes, amb 50 colònies marcades/transsecte; 4 transsectes es varen situar dins de la AMP i 4 fora d'ella, en la costa del Montgrí. Per tal de mantenir la mida mostral, les colònies desaparegudes (per arrabassament o per necrosi), eren substituïdes per noves colònies marcades al final de cada control anual. El seguiment durant 10 anys (1992-2001) d'aquestes 400 gorgònies marcades ha donat lloc a 4000 controls de supervivència, que han estat la base per a les estimes de les taxes de mortalitat per arrabassament i per necrosi/recobriment per altres organismes.

El model

El model parteix de l'estructura de talles de la població en un moment (temps zero, t_0) repartida en categories de 5 en 5 cm de alçada total (AT), i aplica el resultat dels tres processos bàsics (creixement, mortalitat i reclutament) en una rutina iterativa que es suposa de període anual. El protocol pot resumir-se en les següents etapes:

- El programa adjudica aleatòriament una talla a cada individu assignat a cada classe de talla dins dels marges de la classe.

- Les colònies primer creixen segons la taxa corresponent a la seva talla seguint la funció deduïda en l'estudi de creixement. (Taula 3)

- Seguidament s'aplica una taxa de mortalitat anual que resulta del valor acumulat de les 3 causes de mortalitat considerades: natural per competència de les petites colònies post-assentament, natural per necrosi-epibiosi, i per arrabassament (bàsicament antròpic).

- La mortalitat per competència dels post-assentats (de les classes 0 i 1) segueix una funció inversa de la talla i els paràmetres d'aquesta funció varen ser deduïts de l'estudi específic de

Taula 3. Valors de les variables del model de predicció en cadascuna de les parcel·les fixes estudiades. (lnH: logaritme de l'alçada)

Variables	Carall Bernat (18 m)	Tascó petit (18 m)	Medallot (18 m)	Tascó petit (34 m)	Pedra de Deu (34 m)
Creixement	$Y=-0.29\ln H+1.92$	$Y=-0.29\ln H+1.92$	$Y=-0.30\ln H+1.52$	$Y=-0.29\ln H+1.92$	$Y=-0.29\ln H+1.92$
Reclutament	0.005	0.001	0.008	0.004	0.013
Rebroll	0.5	0.5	0.045	0.05	0.5
M.natural	$Y=0.40\ln H+1.04$	$Y=0.40\ln H+1.04$	$Y=0.40\ln H+1.04$	$Y=0.40\ln H+1.04$	$Y=0.40\ln H+1.04$
M.epibiosi	0.015	0.015	0.005	0.015	0.015
M.antròpica	0.05	0.015	0.005	0.02	0.045

supervivència d'aquestes talles. Aquesta funció fa oscil·lar els valors de mortalitat per competència entre els valors màxims del 60% per a la talla mínima de reclutament (2 cm AT) i els mínims del 10% en l'extrem final de la classe 1 (10 cm AT) respectivament.

- Com no existeixen evidències que provin l'existència de mortalitat per competència ni d'efectes de mortalitat talla-dependent més enllà de la classe 1 (>10 cm AT), les taxes estimades de mortalitat per epibiosi i per arrabassament s'apliquen com un coeficient de probabilitat homogèni entre totes les classes de talla;

- El programa recalcula quantes colònies queden de talla superior a la talla de primera reproducció (11 cm). A partir del coeficient de reclutament i d'aquest valor de la mida del estoc parental, el model calcula el valor del reclutament per a l'any següent.;

- El programa recalcula l'estructura de talles, consigna el nombre de colònies reclutades, supervivents i mortes i això suposa el final de la iteració.

El model permet realitzar tantes iteracions com es desitgin; també permet analitzar la sensibilitat de la població de gorgònies a cadascun dels diferents paràmetres considerats (dins d'uns rangs pre-establerts) per a condicions fixes dels altres paràmetres.

En una segona versió del model es va creure necessari introduir la possibilitat de simular la regeneració asexual de les colònies mortes a través de rebrols; a tal efecte, després del pas 4, el programa calcula una probabilitat d'emetre rebrols asexuals a partir de les bases de les colònies mortes; aquesta potencialitat és considerada nula per a colònies de menys de 30 cm d'alçada i va creixent des del valor variable demandat pel model a raó de 0.5 rebrols /any per cada classe de talla, fins a assolir el valor de 2 rebrols/any per a les de talla superior a 70 cm; en el cas que dos rebrols d'una mateixa base superessin la talla de 10 cm es consideren colònies independents;

Tests estadístics

La significació de les diferències entre llocs i entre anys en les taxes de mortalitat i reclutament es varen testar amb tests d'ANOVA de dos factors

La significació de les diferències en l'estructura de talles observades i predites pel model es va testar amb un test de Kolmogorov-Smirnoff

La significació entre les pèrdues de biomassa i densitat entre estacions somes i fondes amb el test de la Chi-quadrat.

RESULTATS

A partir de 1997 aquest mostreig ha representat el seguiment de 268 colònies. Els canvis en la llargada màxima observats en 190 colònies durant el període 1997-2001 han permès estimar la taxa de creixement de l'espècie. Aquestes 190 colònies estan distribuïdes entre 0.5 i 55 cm de llargada màxima. Això ens ha permès examinar la variació de la taxa de creixement i de la seva variabilitat en funció de la mida. L'elevada variabilitat en la taxa de creixement es la característica més destacable del creixement de l'espècie (Figura 2); això es degut molt probablement al fet de que els canvis en llargada màxima representen el balanç entre guanys i pèrdues que ha sofert la colònia durant el període objecte d'estudi. Tot i que la variabilitat augmenta amb la mida de la colònia, no s'observen canvis significatius en la taxa de creixement net en funció de la talla de la colònia ($F_{8, 173} = 0.84$, $p = 0.57$, Figura 2). Així doncs, podem assumir una taxa de creixement net promig en llargada màxima de les colònies (AT) constant per a totes les talles i del ordre de $0.76 (\pm 0.93 \text{ SD})$ cm/any.

Mortalitat i epibiosi de les colònies grans

Les taxes de mortalitat anuals (arrabassament + necrosi/epibiosi) de les colònies grans estimades

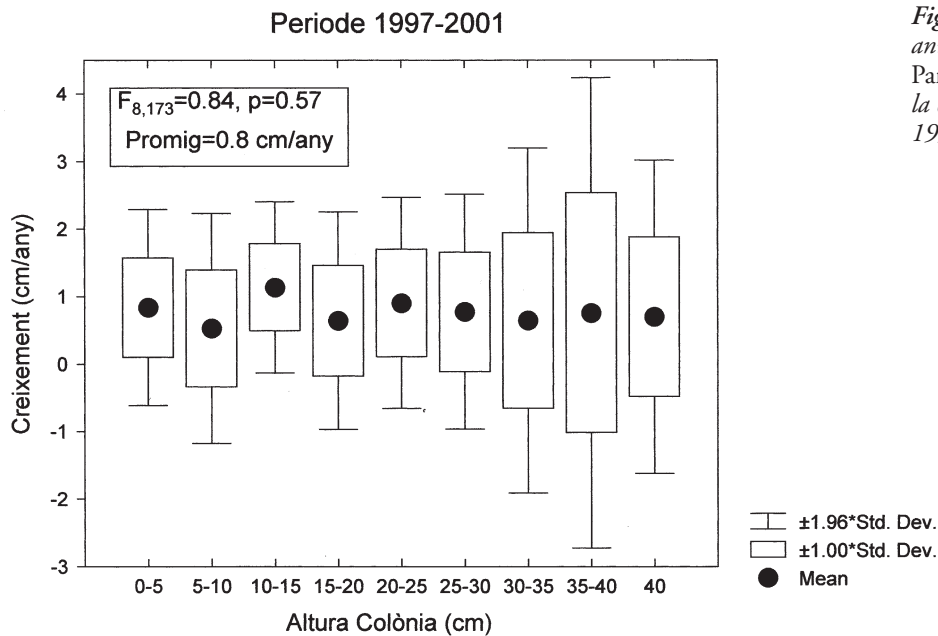


Figura 2. Taxa de creixement anual (cm/any) de la gorgonia *Paramuricea clavata* en funció de la classe de talla durant els anys 1997-2001

dins de la AMP entre els anys 1991 i 2000 presenten una pauta constant al llarg del temps que és caracteritzada per tres aspectes (Taula 4). El primer són els elevats valors absoluts de les taxes de mortalitat acumulada anuals (6 %). El segon és que la mortalitat promig per arrabassament és molt superior a la mort promig per necrosi/epibiosi (1.3%). El tercer és l'elevada variabilitat interanual en la taxa de mort per arrabassament (4-12%).

La zona estudiada fora de la AMP, teòricament com a control, presenta dos períodes clarament diferenciats al llarg dels anys 1993-2000 (Taula 5). 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%); de l'altra banda, la mort per arrabassament durant aquest període va ser del mateix ordre de la mort per necrosi/epibiosi. Durant els darrers anys (període 1996-2000), es va produir 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 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 necrosi/epibiosi), ens mostra que la mort per necrosi/epibiosi s'ha mantingut constant al llarg dels anys tant dins com fora de la AMP (Figura 3, Taula 5). En la Figura 4 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 esde-

vé semblant al de la AMP. La mort per arrabassament dins la AMP s'ha mantingut entre valors del mateix ordre al llarg dels dos períodes. El canvi es produeix en la taxa de mortalitat de la zona de fora de la AMP i es degut a l'augment de la mort per arrabassament.

Reclutament, creixement i supervivència dels post-assentats

Els valors de reclutament observats entre els anys 1991 i 2001 són molt variables però en general acostumen a ser baixos i hi ha anys on no s'observa cap recluta en algunes de les parcel·les. El valor promig és de 1.9 reclutes/m² però la variabilitat és bastant important (SD: 2.3). L'elevada variabilitat present entre les parcel·les fa que no s'observin diferències en el reclutament entre les dues topografies principals (blocs i parets), ni tampoc entre anys (ANOVA de dos factors, topografia-temps; Taula 6).

L'estructura de talles de les colònies post-assentades i dels rebrols, tots confosos (Figura 5), no mostra una moda marcada com correspondria a una cohort d'assentament sincronitzat i de creixement homogeni i ràpid. Al contrari, la dispersió dels valors és gran i tot sembla suggerir que, degut al creixement lent i variable de les gorgònies, en aquest rang de talles es superposen colònies de diferents anys d'edat.

La mortalitat de les colònies post-assentades és molt elevada i mostra una clara relació inversa amb la talla (Figura 6), de forma que la seva evolució pot ser reproduïda amb una funció exponencial de la forma:

Taula 4. 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

$$\text{Mort} + 1 = 1.72 * \text{Talla}^{-0.15} \quad (r^2=0.82, p=0.005)$$

Comparació de les poblacions entre 1990 i 2001: densitat, biomassa i estructura de talles

Cinc de les sis parcel·les (les tres somes i dues de les fondes) estudiades en 1990 i 1991 varen ser re-localitzades en 2001. L'avaluació de les

diferències ocorregudes a les poblacions entre aquestes dates pot centrar-se en la densitat, en l'estructura de talles o en la biomassa.

Densitat i biomassa

Els canvis de densitat i de biomassa han tingut sentits oposats: mentre totes les estacions perden densitat de forma ostensible, la majoria d'elles

Taula 5. Evolució de les causes de mortalitat dins i fora de l'Àrea Marina Protegida (AMP)

Dins AMP	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	93-95	96-00	Total
Morts naturals											
Promig (%)	0	0.6	1.2	0.6	1.5	2	1.9	1.5	0.6	1.4	1.1
Desviació		0.01	0.02	0.01	0.03	0.03	0.02	0.01			
Arrabassades											
Promig (%)	6.5	3.8	4.4	5.0	5.0	12	3.9	6.1	4.9	6.9	6.2
Desviació											
Fora AMP											
Morts naturals											
Promig (%)	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	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			

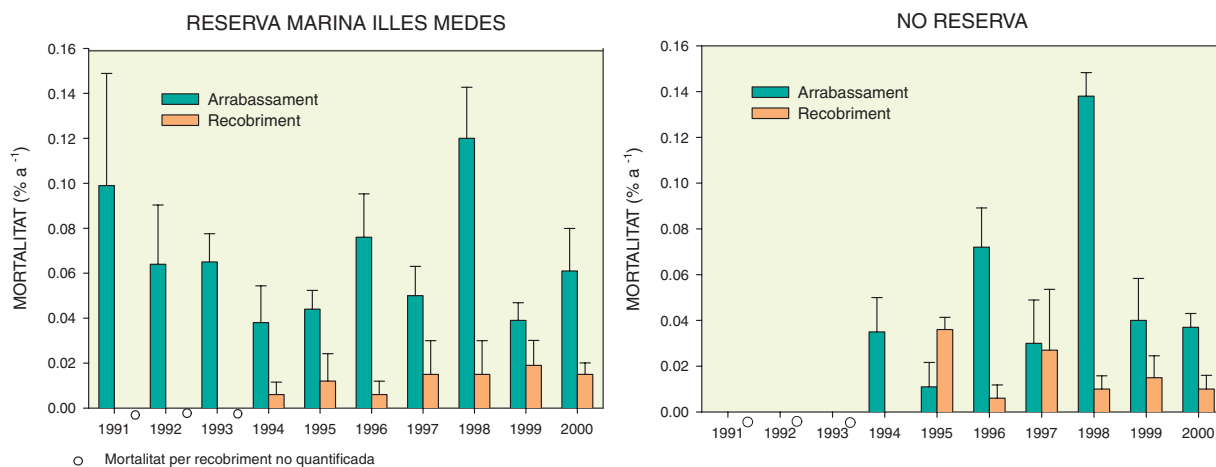


Figura 3. Taxa de mortalitat anual de la gorgònia Paramuricea clavata per recobriment i per arrabassament dins i fora de la AMP de les Illes Medes al llarg del període 1991-2000

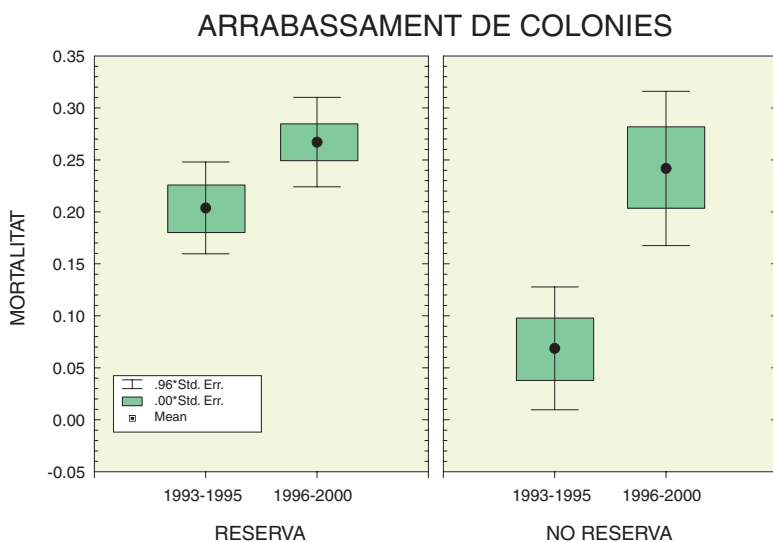


Figura 4. Taxa de la mortalitat anual de la gorgònia Paramuricea clavata per arrabassament dins i fora de la AMP de les Illes Medes agrupada en els períodes 1993-95 i 1996-2000.

Taula 6. ANOVA de dos factors per examinar l'efecte temps (anys) i la topografia (paret i blocs) sobre el reclutament de la gorgonia vermella.

	DF	SS	MS	F	P
TEMPS	4	46.32	11.58	2.35	0.093
TOPOGRAFIA	1	0.16	0.16	0.03	0.859
TEMPS x TOPOGRAFIA	4	6.36	1.59	0.32	0.858
ERROR	18	88.55	4.92		

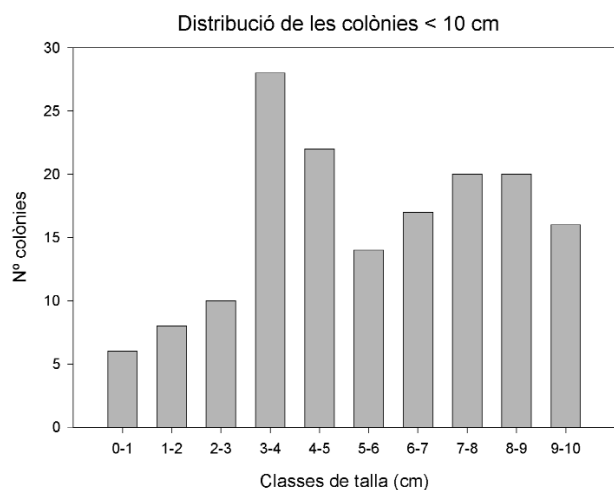


Figura 5. Distribució en classes de 1 cm de les colònies < 10 cm dels transectes fixes a l'any 2001.

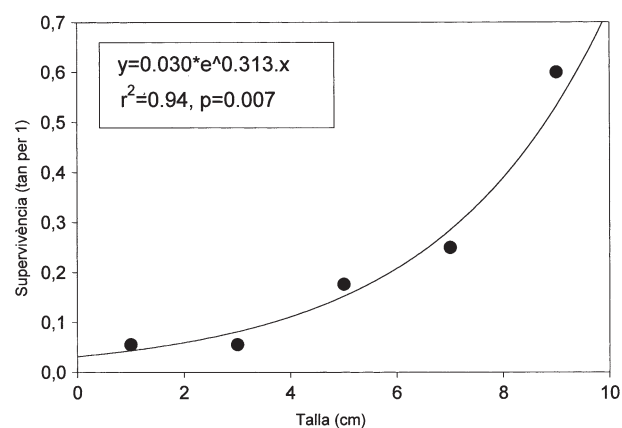


Figura 6. Supervivència (expressada en tant per 1) de les colònies petites entre 0 i 10 cm en les parcel·les estudiades de Carall Bernat.

semblen haver guanyat biomassa (Taula 7). L'aparent paradoxa troba la seva explicació en l'evolució de les estructures de talles.

Estructura de talles

El primer resultat evident de la comparació de l'estructura de les parcel·les al cap de 10 anys és que les pèrdues de densitat no són iguals a totes les parcel·les ni afecten per igual a totes les estruc-

tures de talles. Les poblacions han perdut colònies entre les classes més petites que, per ser les més abundants, són les que més contribueixen a la densitat però tenen molt poc pes en la biomassa; en contrapartida, les colònies supervivents han crescut, i la biomassa guanyada per aquestes sembla compensar llargament les pèrdues de les anteriors. Com ja vèrem observar en 1990 i 1991 (veure les memòries corresponents), cadascuna de les 5 parcel·les té una estructura de talles particular (Taula 8). La segona constatació és que la particular estructura de talles de cada parcel·la s'ha conservat quasi exactament, de forma que hom pot identificar a simple vista el parell d'histogrames que, en els dos temps diferents, corresponen a un mateix lloc.

Una anàlisi de Kolmogorov-Smirnoff (Taula 9) realitzat utilitzant les freqüències de classes de talla com a variables, confirma que les distàncies espacials són tan importants com les diferències temporals.

Efecte de la freqüentació i de la fondària

Quan hom analitza els canvis experimentats en la densitat i en la biomassa hom observa que les pèrdues i guanys, respectivament, són de molt diferent consideració a les diferents estacions sense que les diferències segueixin un patró clar ni respecte a la fondària ni respecte al grau de freqüentació dels llocs. El resultat és que no podem observar un efecte nítid dels factors estudiats sobre la dinàmica de les gorgònies roges. En promig, les tres estacions somes han perdut més densitat i han guanyat menys biomassa que les dues estacions fondes (Taula 10), però també aquí les diferències són molt notables entre estacions. L'estació del Tascó Petit, el lloc més visitat de la Reserva ha sofert menys pèrdues de densitat que la del Carall Bernat, un altre lloc molt visitat. L'estació del Medellot, soma però la menys visitada de totes, ha perdut molta menys densitat i ha guanyat més biomassa que les altres cinc estacions. En el mateix sentit, l'estació fonda de la

Taula 7. Comparació dels valors de densitat (individus/m²) i biomassa (gr/m²) obtinguts en els anys 1991 i 2001 per les cinc estacions estudiades.

	Carall Bernat (18m)		Tascó petit (18 m)		Medallot (18 m)		Tascó petit (34 m)		Pedra de Deu (34 m)	
	1991	2001	1991	2001	1991	2001	1991	2001	1991	2001
Densitat (ind/m ²)	49	38	30	27	71	70	33	25	101	52
Biomassa(gr/m ²)	320.30	358.19	281.42	491.11	631.48	528.75	145.22	488.65	192.17	478.92

Taula 8. Comparació de l'estructura de talles (nº colonies/m²) de les cinc estacions estudiades en els anys 1991 i 2001.

	Carall Benat (18 m)		Tascó petit (18 m)		Medallot (18 m)		Tascó petit (34 m)		Pedra de Deu (34m)	
Talles	1991	2001	1991	2001	1991	2001	1991	2001	1991	2001
0-5	8	3	3	1	4	5	13	3	28	10
5-10	13	5	4	2	13	9	10	2	33	9
10-15	10	7	6	1	23	15	10	3	24	9
15-20	6	6	7	4	9	16	2	2	14	7
20-25	5	7	5	4	10	10	1	3	3	6
25-30	5	4	4	4	7	5	1	3	1	3
30-35	3	1	3	3	2	6	1	2	2	3
35-40	1	2	2	2	2	2	1	1	1	2
40-45	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1
45-55	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1
55-60	5	1	1	1	1	0	2	2	1	0
60-65	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1
65-70	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1

Taula 9. Comparació de l'estructura de talles de les poblacions estudiades a l'any 2001 entre estacions aparellades. Resum de resultats de les anàlisis de Kolmogorov-Smirnov (test K-S).

	Carall Bernat 18m	Tascó 18m	Medallot 18m	Tascó 34 m
Carall Bernat 18m				
Tascó 18m	p<0.001			
Medallot 18m	n.s.	p<0.001		
Tascó 34 m	p<0.05	p<0.05	p<0.001	
Pedra Déu 34 m	p<0.05	p<0.001	p<0.005	p<0.005

Pedra de Deu ha sofert més pèrdues en densitat que la població fonda del Tascó Petit, la menys visitada de les dues estacions fondes.

El model: capacitat predictiva

La comparació de les prediccions del model amb les dades observades en 2001 es pot fer també atenent als tres descriptors (densitat, biomassa o l'estructura de talles), però cal tenir present que, tractant-se d'un model demogràfic basat en el recompte del nombre de peus i en la mesura de l'alçada de les colònies, els descriptors bàsics són la densitat i l'estructura de talles; la biomassa n'és un descriptor derivat. La interpretació

de les projeccions futures també resulta més planera en termes de densitat (i d'estructura de talles) que en termes de biomassa. Així, que sembla lògic començar l'anàlisi pel comportament de la densitat.

Ajust de les prediccions de densitat

Si es fa correr el model amb jocs de valors de reclutament, creixement i mortalitat situats dintre dels marges de valors estimats durant el mostreig de camp s'obtenen, en general, bons ajustos amb les dades de densitat observades al cap de 10 anys. Tanmateix, els valors de les variables de reclutament i mortalitat que aconsegueixen els

Taula 10. Resum dels resultats del test de la χ^2 entre els valors del 1991 i 2001 de densitat i biomasses en les estacions somes i les estacions fondes (n.s: diferència no significativa)

	Densitat 1991	Densitat 2001	Chi-quadrat	g.ll	P valor
Estacions 18 m	150	135	3.531	2	n.s
Estacions 34 m	134	77	48.733	1	P<0.001
	Biomassa 1991	Biomassa 2001	Chi-quadrat	g.ll	P valor
Estacions 18 m	1233.199	1378.05	113.499	2	P<0.001
Estacions 34 m	337.390	967.570	413.056	1	P<0.001

millors ajustos no són sempre els mateixos per a les 5 estacions.

Alternativament, la prova d'altres jocs de valors situats respectivament per sota i per sobre d'aquests marges produeix prediccions molt pobres, sigui per sobre-estima o per sub-estima dels valors observats. Aquests tampteigos ajuden a acotar els límits dels valors possibles de les variables. Tal com ha estat trobat empíricament, el reclutament no pot haver estat mai superior al 1.5 % anual i la mortalitat per competència (post-assentament) ha d'assolir valors molt elevats (entre el 80 i el 20 anual). Assumint una mortalitat per epibiosi de l'ordre del 0.5 % anual, la mortalitat per arrabassament (sigui antròpic o

natural) es situa entre el 0 % (Medellot) i el 6 % anual (Carall Bernat); però per a la majoria de les estacions, els valors de mortalitat per arrabassament que millor ajusten les prediccions als resultats observats es situen entre el 3 i el 4.5 % (a-1), inferiors però en el mateix ordre de magnitud dels valors mesurats empríricament durant els 10 anys passats.

Ajust de les estructures de talles

Els mateixos jocs de valors aconseguixen en molts casos (però no en tots) prediccions prou acurades de l'estructura de talles de les poblacions (Figura 7). En termes generals les prediccions del

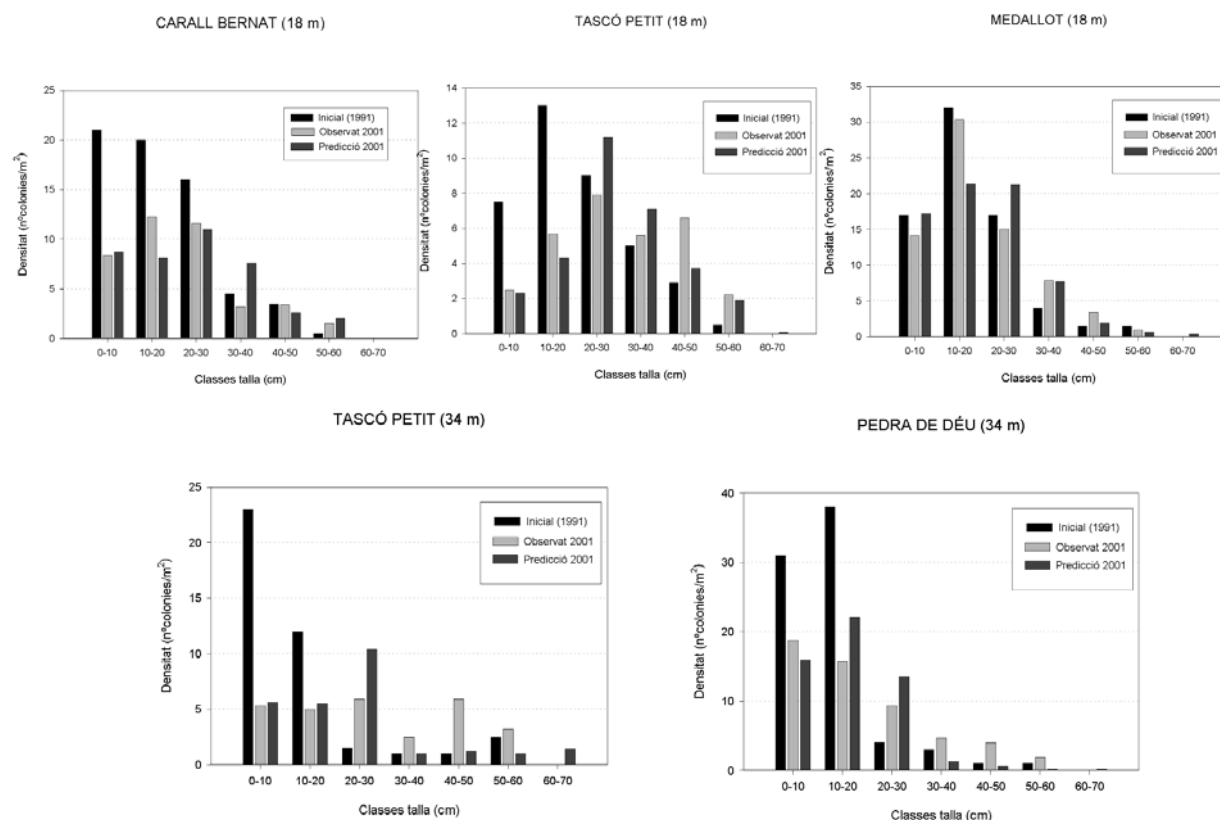


Figura 7. Comparació de les estructures de talles observades als anys 1991, 2001 i predit pel model en totes les estacions estudiades

Taula 11. Comparació de l'estructura de talles de cadascuna de les estacions estudiades entre els valors del 2001 observats i els predits pel model

	Carall Bernat 18m (predit)	Tascó 18m (predit)	Medallot 18m (predit)	Tascó 34 m (predit)	Pedra Déu 34 m (predit)
Carall Bernat 18m - 2001	n.s.				
Tascó 18m -2001		n.s.			
Medallot 18m - 2001			P<0.05		
Tascó 34 m -2001				n.s	
Pedra Déu 34 m - 2001					P<0.01

model s'ajusten prou bé a les distribucions observades i els tests de Kolmogorov-Smirnov única-ment troben diferències significatives entre les estructures de talles observades i esperades en les estacions de la Pedra de Deu i del Medallot (Taula 11). El model és capaç de predir amb precisió l'evolució de les classes de talla més petites, tot i tractar-se de les classes que compten amb més colònies i que han patit canvis més dràstics. Pel contrari, la capacitat descriptiva decreix quan es tracta de les classes de talla més grans. Els problemes de predicció estan en relació inversa amb la freqüència de les classes, i en el cas de les més grans – que són molt poc freqüents- sembla existir una clara insuficiència en la mida mostral dels censos, especialment en els dels controls inicials (1990-1991).

Sotmetre altres jocs de valors al repte de reproduir l'evolució de les estructures de talles en aquests deu anys ens ha permès acotar els valors de les variables demogràfiques de forma encara més precisa que l'anàlisi de les densitats.

D'una banda, les prediccions per a la mida de la classe 0 són totalment dependents i molt sensibles als valors de reclutament aportats al model. Resulta impossible ajustar els valors d'aquesta classe si s'accepten valors per a la taxa de reclutament superiors a $1.3 \% a^{-1}$. A la majoria dels casos els valors utilitzats a la simulació han oscil·lat entre 0.1 i $0.4 \% a^{-1}$, el que està en total congruència amb els valors de reclutament observats a les parcel·les. Així, el factor que més ha pesat en l'evolució d'aquestes poblacions ha estat la quasi manca total de reclutament efectiu.

Per tal de reproduir la magnitud de les classes 3 (10-15 cm) i 4 (15-20 cm) es fa necessari que la mortalitat per competència interespecífica, que ha de ser molt important tot just després de l'assentament, decreixi dràsticament a partir dels 5-10 cm d'alçada. Igualment, l'evolució d'algunes parcel·les com la del Carall Bernat superficial i la de la Pedra de Deu fonda només es poden expli-

car amb taxes d'arrabassament molt elevades; no existint cap indici per justificar diferències locals en les taxes de mortalitat per epibiosi o per competència, la única forma possible d'explicar aquesta mortalitat és la d'acceptar una elevada taxa d'arrabassament; els valors que millor ajusten les prediccions del model (ca. $4.5 \% a^{-1}$) són, amb tot, una mica inferiors als valors promig estimats en el seguiment dels transectes de colònies anellades. Tanmateix, cal observar que la regressió de les parcel·les no ha estat uniforme, ni ha seguit una relació clara amb la freqüentació tal com es deduiria de la fondària o de l'assignació inicial de les parcel·les. En el cas de les parcel·les somes del Tascó Petit i sobretot a la del Medallot, el model ens mostra que les taxes d'arrabassament han hagut de ser forçosament molt inferiors a les mitjanes estimades als transectes (els valors més correctes es situarien entre $0.5 - 1.5 \% a^{-1}$).

El model també suggereix l'existència d'un important procés de rebroll que proporciona a les poblacions una capacitat de recuperació molt superior a la que es derivaria de la seva simple capacitat de reclutament sexual. La primera versió del model que ignorava l'existència del rebroll resultava totalment incapaç de reproduir l'evolució de les classes 1 i 2 (5-15 cm) de l'estació del Medallot. Les estructures d'aquestes dues classes són les úniques sensibles a l'existència de rebroll, i amb els rangs coneguts de les taxes de creixement resulta impossible simular els valors observats a través del creixement de colònies reclutades en aquests 10 anys. Així que només una segona versió, que incorporava la capacitat de rebroll, va poder acostar les prediccions del model als valors observats.

Ajust de les prediccions de biomassa

Els ajustos de les prediccions als valors estimats de biomassa han resultat molt més deficients. Això és així a causa del gran pes que tenen en aquest descriptor les classes més grans, la fre-

qüència de les quals, com acabem de veure, resulta molt més difícils de predir. En especial, el model resulta incapaç de predir les dues modes de biomassa observades respectivament a les classes 40-45 cm i 55-60 cm AT. La discrepància és especialment preocupant en el cas de la primera de elles perquè representa una pauta que es repeteix a les cinc estacions i sembla quelcom més que un atzar o un artefacte. Temptejant el grau d'ajust de la biomassa de les classes grans (només les classes > 30 cm AT) amb altres jocs de variables s'observa que les prediccions serien més precises si les taxes de creixement i de mortalitat per necrosi/epibiosi de les gorgònies de talla superior a 50 cm s'aproximesin (ambdues) a 0. Contràriament, taxes de creixement superior prediuen l'existència de colònies de gran talla que mai han estat observades; i taxes de mortalitat superior prediuen greus sub-estimes de la biomassa.

Projeccions de futur

La bondad dels ajustos entre les prediccions del model i els valors de densitat observats al cap de 11 anys autoritza una projecció cap al futur, que per als interessos de gestió de les Medes hem cregut suficient situar en 30 anys.

Per tal d'analitzar la sensibilitat de la població de gorgònies roges a increments en la taxa d'arrabament induïda pels escafandristes hem decidit presentar les projeccions resultants de tres escenaris:

- sense arrabament ($0 \% a^{-1}$);
- amb un valor moderat ($2\% a^{-1}$) igual al que ha produït el millor ajust en 3 estacions; i
- un valor de mortalitat d'arrabament elevat ($4.5 \% a^{-1}$) més similar a les taxes mesurades experimentalment a les parcel·les anellades.

Les projeccions han estat calculades per a la densitat i per a la biomassa (Figura 8a i 8b).

El resultat més espectacular és la forta regressió prevista per a totes les poblacions de gorgònies roges sota l'escenari de mortalitats antròpiques elevades. En tan sols una dècada més el model prediu reduccions de la densitat de l'ordre del 70 al 85 %. Els valors moderats de mortalitat per arrabament antròpic permeten predir regressions moderades de densitat a curt termini, però que serien preocupants per a projeccions temporals de només unes quantes dècades. Hom pot observar que només la pràctica absència de mortalitat per arrabament prediu estats estacionaris per a la densitat.

Les prediccions derivades de l'ajust per la bio-

massa arriben a resultats diferents. Sorprenentment, els valors de biomassa estimats en algunes de les estacions (p.e. Medellot, Tascó Petit som) només serien reproduïbles en condicions de nula mortalitat per arrabament. Tanmateix, semblen necessàris uns valors mínims en la mortalitat total (al voltant del 2 % anual) per que la biomassa tendeixi a llarg termini cap a uns valors d'estabilitat que no rebasin els dintells coneguts. A curt termini, les prediccions en els casos de mortalitats per arrabament moderades mostren una tendència a l'increment de la biomassa com els que han estat observats a la realitat. El model també es capaç de predir tendències de moderat decreixement de la biomassa com les que han estat observades en altres estacions sota condicions de forta mortalitat per arrabament.

Acceptant la inèrcia de l'espècie per al creixement somàtic, la constància i baixa incidència de la mortalitat per necrosi/epibiosi i la inevitabilitat de la forta mortalitat post-assentament per competència amb altres espècies del bentos, les anàlisis de sensibilitat demostren que la causa de la forta regressió de la densitat i dels febles increments de la biomassa rau primordialment en el desequilibri entre les taxes actuals de reclutament i els valors de mortalitat per arrabament.

DISCUSSIÓ

El contrast de les dades empíriques acumulades durant els darrers 10 anys amb les prediccions del model de simulació ha permès, d'una part, corroborar la coherència dels resultats obtinguts en la mesura dels paràmetres demogràfics; i d'altra part, aquest exercici ens ha obert noves perspectives a l'hora de valorar la trascendència dels impactes antròpics en la supervivència de la gorgònia roja. Passem a discutir detingudament aquests dos aspectes:

1) Confirmació dels resultats precedents

La capacitat del model de predir amb precisió l'evolució de cinc poblacions tan heterogènies com les estudiades confirma indirectament la bondad de les estimes de reclutament, creixement i mortalitat obtingudes en les parcel·les i transectes de seguiment d'aquests paràmetres.

Les simulacions del model sota diferents jocs de valors de les variables demogràfiques permeten desllindar els escenaris probables dels que no

ESTACIONS SOMES (18 m)

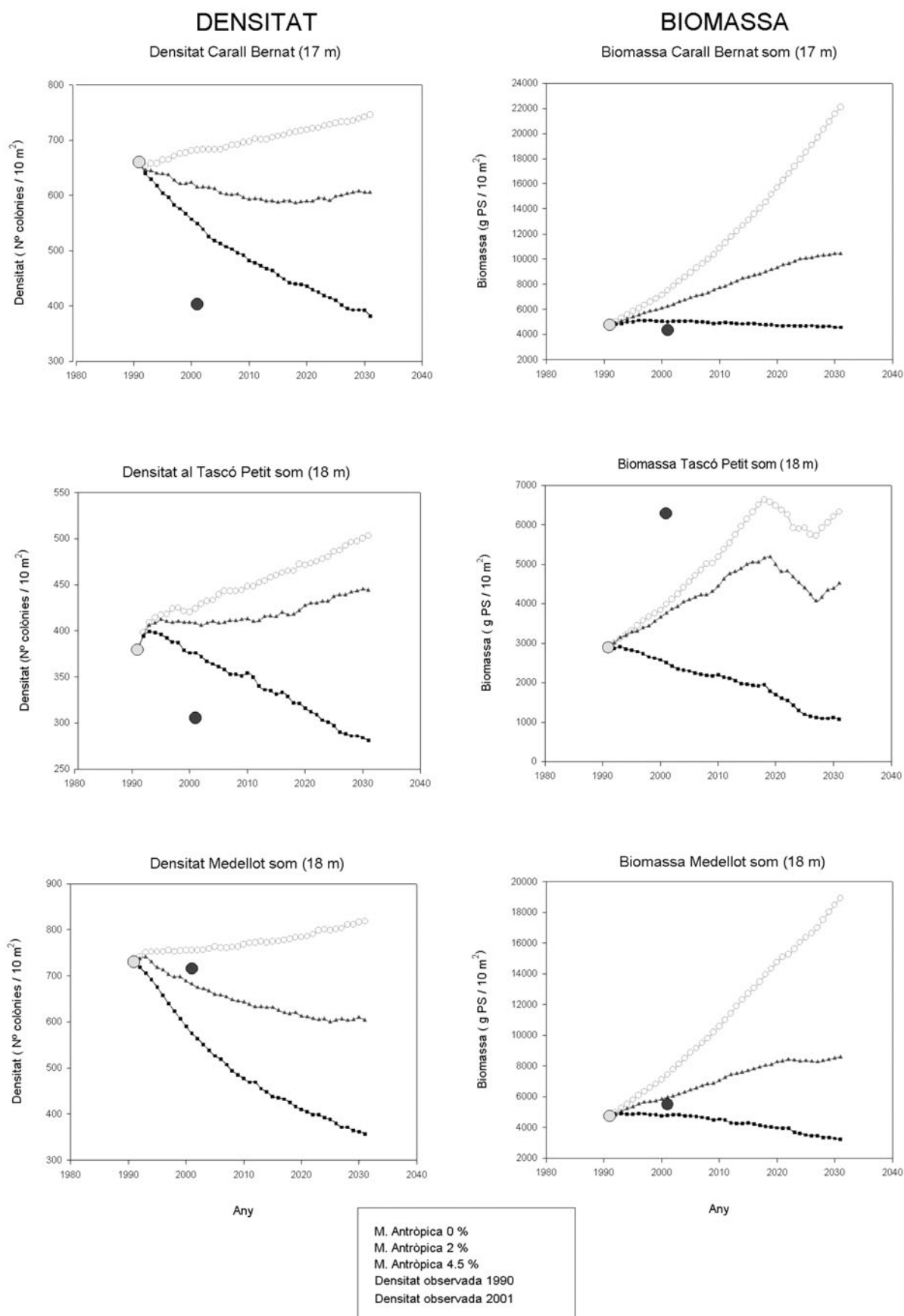


Figura 8a. Evolució de la densitat (n° colònies/ m^2) i de la biomassa (gr/m^2) previstes pel model en un termini de 40 anys de les estacions somes (18 m)

ESTACIONS FONDES

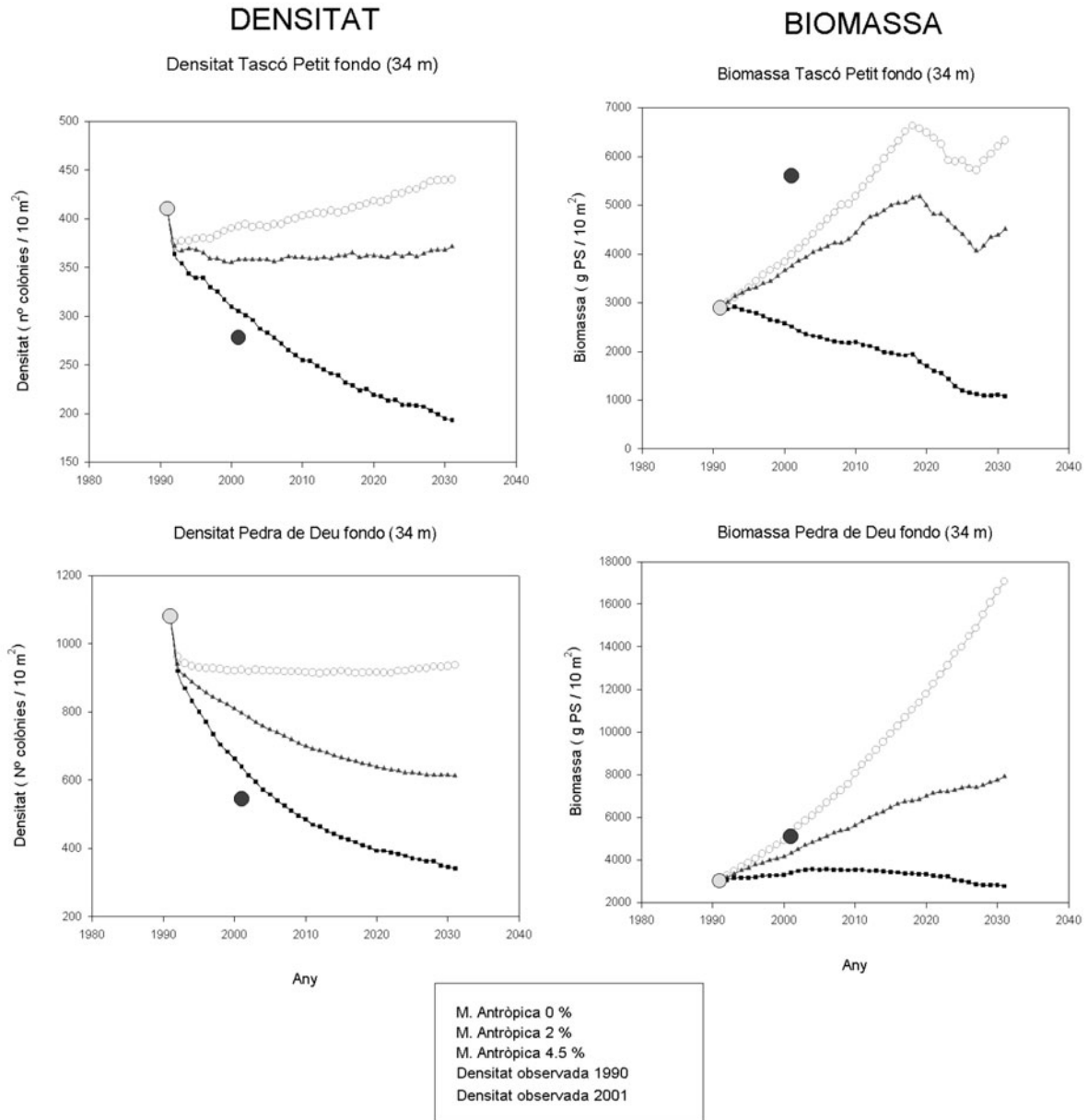


Figura 8b. Evolució de la densitat (nº colònies/m²) i de la biomassa (gr/ m²) previstes pel model en un termini de 40 anys de les estacions fonses (34 m)

són possibles. Un criteri que han de cumplir les projeccions de futur és un cert requisit d'estabilitat. Les poblacions estudiades semblen haver perdut densitat i guanyat biomassa de forma significativa; però no pot ser que aquestes tendències es sostinguin il·limitadament sota risc de proposar la desaparició de les poblacions o un creixement desmesurat. Encara que un horitzó de 40 anys és probablement un marge massa petit per a la lenta dinàmica d'aquesta espècie, sembla raonable rebutjar qualsevol joc de valors que proposi tendències sostingudament creixents o decreixents al final d'aquest període. Gràcies a recer-

ques similars realitzades a altres llocs de la Mediterrània, tenim referències del rang de variació de les densitats, estructures de talles i biomassa que poden experimentar les poblacions d'aquesta espècie (Taula 12). Sabem que ni les densitats, ni les talles màximes ni la biomassa de les poblacions de les Illes Medes es troben prop dels valors màxims coneguts, i que encara queda un marge considerable per que assolixin el que podria ser la capacitat de càrrega de la comunitat (veure les dades de l'estació de les Columbretes). Però les projeccions realitzades amb valors de reclutament superiors al 1.5 % anual, amb taxes de creixe-

Taula 12. Comparació de les dades obtingudes en diferents llocs de la Mediterrànea: Reserva Marina de les Illes Medes (Catalunya), Reserva Marina de les Columbretes (Comunitat Valenciana), Parc Nacional de Port-Cros (França).

	Medes	Columbretes	Port-Cros
Densitat (nº/m ²) mitja	42,40	33,54	39,27
Densitat (nº/m ²) màxima	70,00	54,69	63,75
Densitat (nº/m ²) mínima	25,00	17,50	26,25
Biomassa (gr/m ²) mitja	469,13	1203,27	565,23
Biomassa (gr/m ²) màxima	528,75	1954,39	616,21
Biomassa (gr/m ²) mínima	358,19	819,71	489,78
Densitat colònies > 70cm	0,13	1,98	0,20
Talla màxima (cm)	90	98	78
Densitat colònies < 5cm	5,13	6,56	8,64

ment somàtic anuals superiors a 1.5 cm AT o amb taxes de mortalitat total (natural + antròpica) molt properes a 0, tendeixen a rebasar aquests dintells i ens indiquen que tals valors no són possibles. En l'extrem oposat, valors nuls de reclutament, taxes de creixement anuals inferiors a 0.5 cm AT o taxes de mortalitat total (natural+ antròpica) de les colònies grans (>10 cm AT) superiors al 8 % anual prediuen una ràpida rarefacció de les comunitats, incompatible amb l'evolució observada. D'aquesta forma, el model permet acotar el rang de valors possibles dels paràmetres demogràfics de *Paramuricea clavata* entre unes forques molt precises. Totes les estimes acumulades durant els darrers 10 anys sobre els paràmetres de reclutament, creixement somàtic i mortalitat de les colònies de gorgònies roges de les Illes Medes s'enmarquen dintre d'aquest estret rang de valors i la convergència de les dues aproximacions reforça la nostra confiança en la robustesa d'aquests resultats.

Alhora, les anomalies en el comportament d'algunes parcel·les o d'algunes classes de talla al llarg de totes les localitats ens han permès copsar l'existència d'alguns fenòmens que ens havien passat per alt.

Mortalitat post-assentament, per necrosi/epibiosi i per arrabassament

Les nostres dades suggereixen que el primer coll d'ampolla per a la supervivència larvària es produeix abans que els assentats assoleixin una talla visible; però la criba continua durant la fase de post-assentament, tal com mostren els valors de mortalitat de les colònies de talla inferior a 5-8 cm. Possiblement la baixa capacitat competitiva per l'espai amb els altres organismes del ben-

tos explica les elevades mortalitats de les petites colònies.

Un cop assolida una certa talla (>10 cm AT) la principal causa de mortalitat de gorgònies roges grans a les Medes és l'arrabassament. Les dades relatives de mortalitat per una i altra causa mostren una gran coherència temporal. Les gorgònies afectades de necrosi parcial, i invadides posteriorment per epibionts, resisteixen durant molts anys l'agressió d'aquests. Existeixen evidències de l'existència de processos d'autotomia dels fragments danyats terminals i s'observen casos de recuperació total dels teixits necrosats. No s'observen diferències en el grau d'epibiosi en les parcel·les de dins i fora de la AMP el que fa pensar que no existeix cap interacció entre l'epibiosi i el grau de freqüentació. La relació de gorgònies mortes per necrosi/epibiosi respecte a les mortes per arrabassament és de 1: 5, el que posa en evidència la importància d'aquest últim factor.

El paper del rebroll

La búsqueda d'un ajust acceptable a l'evolució observada en alguna de les cinc parcel·les ens ha permès intuir l'existència d'un procés de regeneració de les colònies arrabassades per rebroll asexual des de la base. Una observació detallada de les discrepàncies entre les distribucions observades i les prediccions del model, mostra que, si aquest reproduceix prou bé l'evolució de la classe 0 i la de les classes més grans, falla repetidament (per subestima) en la predicció de la mida de les classes 1 i 2 (5-15 cm). En principi, la situació observada sembla inexplicable (i la falla del model esperable) perquè aquesta classe al cap de 10 anys mostra sistemàticament un increment en els seus efectius respecte a la mida de la classe

anterior en el període inicial de la que hauria de provenir. D'on podrien sortir tantes colònies de les classes 1 i 2 si el reclutament ha estat amb tota seguretat tan pobre, i si la classe 0 tenia tan pocs efectius ?

Per exclusió, la única explicació raonable prové de la capacitat de les bases malmeses d'emetre rebrols asexuals. Moltes colònies d'una certa talla presenten en les seves bases rebrols en forma d'un estoló no ramificat. El desenvolupament d'aquests rebrols sembla restar inhibit per la presència de la gran colònia "mare". Sembla raonable esperar que la supervivència d'aquests "peus" que es troben protegits per una àmplia base que els envolta i aïlla dels competidors perifèrics sigui molt més elevada que la dels nous assentats d'origen sexual. Una estadística somera de les observacions existents permet assumir que la talla mitja dels estolons de la base d'una colònia sana es situa al voltant de 5 cm ; el seu nombre sembla variable i correlacionat positivament amb la mida de la placa i, possiblement, amb l'alçada de la colònia. L'arrabament de la colònia mare propiciaria el desenvolupament dels rebrols amb una taxa de creixement igual o potser superior al de les joves colònies d'origen sexual. Això suposa que en tan sols 5-6 anys en promig, aquests rebrols assolirien la talla d'accés a la classe 2. La reacció dels rebrols a l'arrabament de les colònies més grans explicaria la proliferació de colònies de classe 2. Aquesta eventualitat ha estat prevista en la segona versió del nostre model. Aquesta versió aconsegueix acostar-se molt més a les distribucions observades (Fig.7) i sense demostrar la seva correcció, suggereix l'interès d'explorar les hipòtesis sobre les potencialitats del rebroll. El cens d'aquests estolons es fa complex per la dificultat de demostrar la seva vinculació a la placa basal, per su mida i nombre variable. Així, la capacitat d'emetre rebrols ha estat mal estudiada i la seva validació mereixerà un estudi futur.

Pobres prediccions de biomassa

Com explicar que els jocs de variables que aconsegueixen el millor ajust per a la densitat no siguin els més adequats per a descriure l'evolució de la biomassa ? Aquesta paradoxa no ens ha de preocupar excessivament si considerem que la densitat està governada per les gorgònies de talles petites, mentre que la biomassa depèn molt més de les gorgònies de classes grans. La distribució i la dinàmica de les colònies molt grans (> 50 cm)

és molt difícil de precisar degut a la seva baixa freqüència, i no tenim dades empíriques prou precises. És en aquesta imprecisió on sembla residir la causa principal de les discrepàncies. La baixa capacitat de predicció de la biomassa es relaciona amb la feble densitat de les gorgònies de classes més grans, per a les que l'esforç mostrat potser ha estat insuficient. L'efecte d'un cert patchiness en la distribució de les colònies grans ajudat dels petits biaixos que hagi pogut introduir l'ampliació de l'esforç de mostra durant la repetició de les parcel·les en 2001 és la única explicació possible per a la incongruent "aparició" de grans colònies en algunes estacions (p.e. Tascó Petit som, Tascó Petit fondo i Pedra de Deu) sense correspondència amb la distribució precedent 10 anys abans. L'increment de biomassa resultant d'aquests "biaixos" mai podrà ser predit amb precisió per aquest ni per cap altre model.

Un escenari resum

Resumint l'escenari més probable podem dir que les gorgònies roges han crescut en promig 0.8 cm/any en AT sense mostrar cap efecte clar de la talla en el ritme de creixement; que el reclutament promig anual ha estat del ordre de 1 recluta/m², el que suposa una taxa anual d'entre 0.3 i 0.5 %; que la mortalitat dels post-assentats és tan acusada entre les talles 0-5 cm AT (80-20 % anual, seguint una funció logarítmica de la densitat) que la majoria de les colònies moren abans d'assolir la talla de 10 cm AT; que a partir d'aquesta mida la mortalitat total, es reparteix entre mortalitat per necrosi/epibiosi i mortalitat per arrabament amb un ratio promig de 1:5; que aquesta taxa de mortalitat total no mostra cap relació clara amb la talla i que a les Medes en aquests 10 anys s'ha repartit homogèniament entre les diferents classes (de talla) amb valors que han oscil·lat entre 2-8.5 % anuals; que les parcel·les sotmeses als rangs de mortalitat més baixos d'aquesta força han experimentat una estabilització de la densitat i guanys molt notables de biomassa i que les que es situen prop dels valors superiors han mostrat pèrdues molt acusades de densitat i guanys molt moderats de biomassa; que la capacitat de rebroll des de les bases de les colònies arrabades pot fornir a aquesta espècie d'una capacitat accésoria de recuperació.

Els valors extrems d'aquests rangs de variables no produeixen condicions d'estabilitat poblacional i la tendència general a acumular biomassa pot considerar-se normal en unes poblacions que

semblen encara molt lluny d'assolir la capacitat de càrrega de l'espècie (Taula, 12). Hipotèticament, l'aproximació a les condicions de saturació podria conduir a canvis en els valors d'aquestes variables, en manifestar-se esperables efectes de denso-dependència per competència intra-específica; però aquest extrem no pot ser testat entre les poblacions actuals.

2) Noves perspectives, hipòtesis alternatives i el paper dels escafandristes

D'altra banda, les simulacions del model i la repetició del cens de les parcel·les balissades fa 10 anys ens han aportat noves perspectives que obliguen a revisar, encara que parcialment, la valoració del paper que juguen els escafandristes en l'evolució de les poblacions de gorgònies roges de les Illes Medes.

En anys passats, impressionats per la magnitud de les taxes de desaparició de gorgònies dels transectes balissats havíem assenyalat l'arrabassament i erosió de les colònies per part dels visitants submarinistes com la principal causa d'una regressió poblacional que semblava evident i preocupant. L'evolució de les parcel·les ha permès constatar que :

Tot i que es pot observar una certa tendència en aquest sentit, no existeix una correlació positiva estadísticament significativa entre la freqüència de buceig i les taxes d'arrabassament de les colònies, malgrat que l'evolució de l'estació com control de baixa freqüència (fora de l'AMP) suggereix una relació positiva; altres factors han d'estar en joc.

Les taxes d'arrabassament estimades als transectes de gorgònies anellades suposen una certa sobre-estima de les que el model suggereix han estat operant en algunes de les parcel·les. Cal recordar, però, que en altres casos les dues estimes són totalment congruents, tres de les cinc estacions una certa discrepància entre les dades reals mesurades al cap dels 10 anys i les prediccions del model. Per a aquestes estacions, l'ajust del model seria més acurat si les estimes de mortalitat per arrabassament es situessin uns 2 punts per sota dels valors estimats (al voltant del 3 %). Tretze anys de seguiment fotogràfic de gorgònies anellades amb el mateix procediment proven que les anelles no constitueixen un factor intrínsec de mortalitat. Una possible explicació seria que algunes gorgònies marcades passessin inadvertides a l'observador en els censos posteriors, però per la forma com estan situades aquest oblit resulta molt

improbable. La pèrdua d'anelles per una col·locació incorrecta hagués estat més important just un any després del marcatge de les colònies. En el mateix sentit, una sustracció voluntària de les anelles s'hagués manifestat de forma aguda en alguna localitat o l'any precís de la bretolada. Existeix una altra possible explicació, de la que tenim alguns indicis. Al llarg de l'estudi de creixement de colònies mapades, hem observat el trencament d'algunes gorgònies grans per algun punt prop a la base, de forma que després queden mutilades com colònies de talla molt petita. Si aquestes colònies haguessin estat anellades, amb tota seguretat haurien perdut l'anella i als efectes del cens de mortalitat figurarien com arrabassades; però no així des de la perspectiva de les parcel·les mapades, on es constataria la seva regressió però no la desaparició. Aquesta discrepància (que ha estat observada almenys en 5 de 43 colònies) podria explicar una sobre-estima propera al 1 % de la mortalitat per arrabassament. malgrat la clara pèrdua de densitat, les poblacions de gorgònies han experimentat entre 1990 i 2001 guanys de biomassa

A més, el comportament d'alguns paràmetres demogràfics com el reclutament o la mortalitat de les joves colònies just després de l'assentament junt a l'evolució de les estructures poblacionals permet plantejar-se, si més no, hipòtesis alternatives a la precedent per explicar la suposada fragilitat de les poblacions de gorgònies roges.

Limitades pel reclutament ?

Totes les poblacions han perdut efectius molt especialment en la classe de talla 0, la que recull l'aportació dels nous reclutes. No podem culpar d'aquesta regressió als escafandristes. Si situem la talla de reclutament en 2 cm AT, sembla fora de tot dubte que durant aquests 10 anys les poblacions de gorgònies de les parcel·les investigades quasi no han rebut reclutament de noves colònies. Si bé és cert que cada any hem detectat l'aparició d'alguna nova colònia a les parcel·les de control de reclutament, els valors resulten insignificants tant si es presenten en termes de densitat (ca. 1.2 ind/m²) com en forma de taxa (de l'ordre del 0.3 a 0.5 % a-1 segons la densitat de la població considerada).

La majoria de les estructures de talles observades a les Medes s'acosten a una distribució de tipus log-normal, com les que sovint es relacionen amb poblacions que mostren un reclutament molt limitat, un creixement inicial ràpid i una

acumulació d'individus en classes de talla intermitja quan el creixement es ralentitza. De forma que la hipòtesi més simple és plantejar aquesta situació com "normal" i acceptar el baix reclutament com una característica pròpia de l'estil de vida de l'espècie. Però les dades d'algunes de les parcel·les en 1990 i les estructures de talles d'altres poblacions (Port-Cros, Columbretes) mostren distribucions on la freqüència de les diferents classes de talla segueix un model decreixent convencional (corba de tipus III), en els que les classes inferiors són més abundants que les següents. Aquestes darreres dades suggeririen que la pauta de reclutament de la gorgònia roja pot ser, almenys en alguns casos, molt superior a l'observat a les Medes en els darrers 10 anys, i que el primer podria no ser "el patró de reclutament normal" de l'espècie. Com explicar aquestes discrepàncies entre llocs i entre èpoques?

És molt possible que al nostre diagnòstic li falti una escala temporal adequada. Podria ser que la supervivència de les poblacions de *P. clavata* es basés, a més de en unes taxes de mortalitat natural baixíssimes, en l'existència de reclutaments molt exitosos però de molt baixa freqüència. Potser 10 anys no és un temps suficient per a garantir l'aparició d'un tal esdeveniment i en canvi aquesta baixa freqüència seria encara suficient per a assegurar la supervivència de l'espècie. És conegut que pautes de reclutament semblants són capaces de garantir la supervivència d'arbres de les pluvisel·les amazòniques (Connell, 1978) i tenim indicis de que reclutaments extraordinaris de baixa freqüència poden ser la norma en un altre gorgoniàri mediterrani: el corall vermell (Garrahou et al., in prep.). Tot sembla suggerir

que un o vàrios episodis de bon reclutament havien tingut lloc en els anys precedents als primers controls de 1990; però no a totes les estacions. L'existència de reclutaments molt existosos però de molt baixa freqüència i de molt petit abast en l'espai ajudarien a explicar les contrastades divergències en l'estructura de talles de subpoblacions molt properes en l'espai de les Illes Medes. Les larves de *P. clavata*, pesades i agrupades inicialment en una matriu mucosa, tenen tendència a conservar-se agrupades en el fons i no lluny de les poblacions parentals (dades personals no publicades). Condicions excepcionals podrien afavorir l'èxit del reclutament dins petites parcel·les que, a canvi, podrien produir clapes d'una gran densitat (Figura 9).

Hipòtesi alternativa: Podria tractar-se d'un procés natural d'auto-aclarida ?

El control de les parcel·les al cap de 10 anys ha permès comprovar que, malgrat la pèrdua de densitat, de forma sorprenent totes les parcel·les han guanyat biomassa (de forma moderada o molt sensible). La paradoxa s'explica perquè el guany en massa (que és exponencial) amb el creixement en alçada de les colònies supervivents compensa amb escreix la pèrdua deguda a les colònies desaparegudes; l'efecte és més palès si les que moren són colònies petites i les que creixen són colònies grans. La substitució de molts peus petits per un nombre més reduït de peus de més port és un tret típic de la successió ecològica de qualsevol bosc jove cap a la maduresa. Aquesta evolució ve governada per un procés d'auto-tala com a conseqüència de la competència intra-

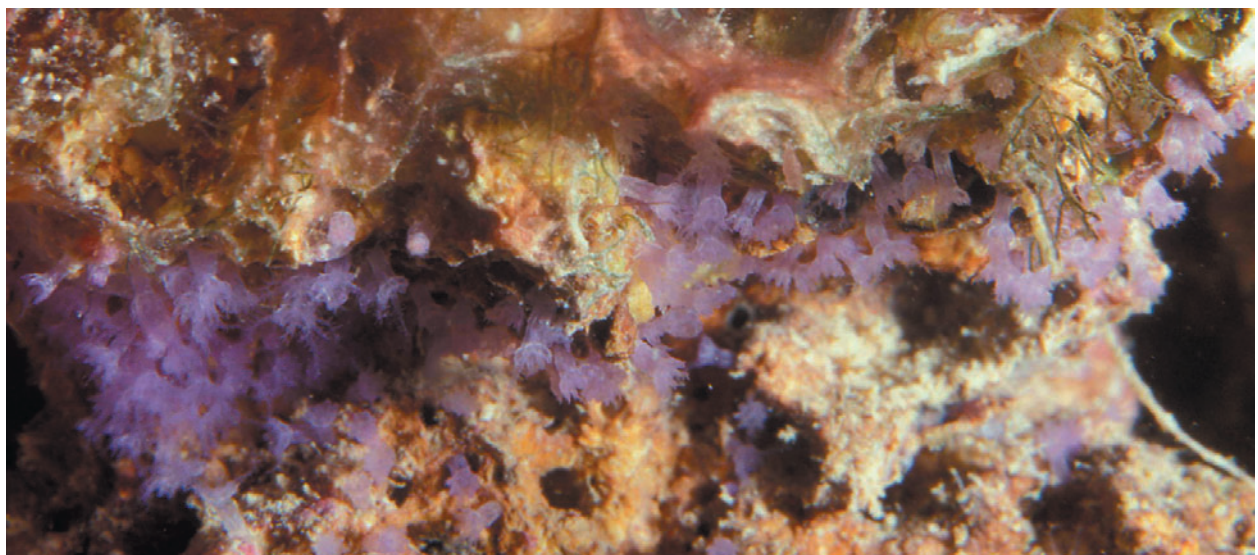


Figura 9. Reclutes de *Paramuricea clavata* en un fons natural de les Illes Medes.

específica quan la població s'acosta a la capacitat de càrrega del sistema. Els processos d'auto-tal·la són freqüents després d'una germinació extraordinària que dona lloc a una cohort de plàntules de densitat excessiva que després s'ha d'aclarir. Podem sospitar que un procés semblant hagi pogut tenir lloc entre les gorgònies roges? Ja hem observat que a les Illes Medes no s'han detectat reclutaments significatius de gorgònies roges en els últims 10 anys i que, tanmateix, l'estructura de talles de les parcel·les en 1990 (moltes colònies petites just post-assentades) era suggestiva d'un reclutament molt exitós en els anys just precedents. Des d'aquesta perspectiva ens podríem veure temptats a interpretar el que hem presenciïat a les Medes com el resultat d'un procés natural d'auto-regulació després d'uns reclutaments suposadament extraordinaris (però no observats); en aquest procés, el paper jugat per l'erosió induïda pels escafandristes només hauria estat marginal (podem pensar que s'haguessin mort de totes formes!).

El paper de l'arrabassament pels escafandristes

Ens obliguen aquestes noves perspectives a canviar radicalment la nostra posició sobre el paper que juguen els escafandristes en l'evolució de les poblacions de gorgònies roges a les Medes?

Sense negar la rellevància que els dos processos que acabem d'esmentar (baix reclutament i auto-aclariment) puguin tenir en la dinàmica de les gorgònies roges de les Illes Medes creiem que els nostres resultats aporten arguments molt sòlids per afirmar que l'erosió induïda per les visites pot resultar determinant.

D'una banda, és possible que les taxes de reclutament siguin habitualment molt baixes i que uns pocs reclutaments exitosos intercalats entre períodes molt llarg de temps siguin suficients per garantir la supervivència de les poblacions, atesa la seva longevitat i baixes taxes de mortalitat natural. La seva persistència fins als nostres dies testimonia que aquesta dinàmica ha estat possible fins a l'actualitat. Però el que evidencien les projeccions del model de simulació és que petits increments en la taxa de mortalitat per arrabassament es tradueixen en fortes reduccions de la densitat i en una pèrdua molt notable de la capacitat de capitalitzar biomassa. Si el reclutament fos totalment independent de la mida de la població local (com correspondria a una espècie de forta capacitat dispersiva larvà-

ria), la repetició de tals events de reclutament exitós estaria garantida des de poblacions alienes i la població podria assegurar la seva persistència. Però el comportament de la pesada plànula de *Paramuricea clavata* junt amb la distribució disjunta i extremadament agregada d'aquesta gorgònia, suggereixen pel contrari una molt limitada capacitat dispersiva. De forma que a un termini més o menys llarg, un descens de la densitat de colònies reproductores ha de traduir-se en una reducció encara més dràstica dels valors de reclutament. Encara és aviat per a esbrinar si els reduïts valors de reclutament dels darrers anys no són un efecte aplaçat de la (suposada) regressió de les poblacions de gorgònies roges en les dècades precedents.

L'explicació de l'evolució observada en la última dècada com el resultat d'un procés d'auto-aclarida per ombrejat (shadowing) de les joves colònies post-assentades per part de les colònies grans té molts arguments en contra:

Gràcies a les dades provinents d'altres localitats de la Mediterrània (com la Reserva Marina de les Illes Columbrets o el Parc Nacional de Port-Cros; Taula 12) sabem que les poblacions de gorgònies roges les Medes es troben molt lluny del que serien els valors de saturació de biomassa; des d'aquesta perspectiva, l'existència de forts efectes de denso-dependència sembla poc probable.

Les poblacions de Columbretes, que exhibeixen valors molt superiors de biomasses, mostren també valors molt superiors en la densitat de les classes petites post-assentades (Taula 12); ni tan sols a aquelles elevades densitats s'observen indicis d'un increment denso-dependent de les taxes de mortalitat juvenil,

L'auto-aclarida es manifestaria prèviament a la desaparició de les colònies en símptomes de pèrdua de vitalitat i reducció de talles que mai han estat observades a les Illes Medes

La mortalitat per arrabassament afecta per igual a classes de talla molt gran per a les que els efectes d'auto-aclarida semblen poc probables.

Per tant, sense descartar que un cert procés d'ombrejat per part de les colònies grans pugui incidir en la baixa supervivència de les colònies juvenils, no hem de perdre de vista que l'arrabassament de les colònies induïda pels escafandristes està mantenint les poblacions de les Medes molt per sota dels valors de biomassa que potencialment podrien haver assolit en aquest interval de temps, i molt lluny dels valors de saturació o de la capacitat de càrrega del sistema per a suportar poblacions d'aquesta espècie.

CONCLUSIONS I RECOMENACIONS

En termes generals, els resultats de la repetició de les parcel·les al cap de 10 anys i la simulació de la seva evolució confirmen la presumida parsimonia demogràfica de les poblacions de gorgònies roges.

La primera evidència de la gran inèrcia demogràfica de l'espècie és la relativa persistència de les estructures de talles al cap de 10 anys del control anterior. D'altra banda, la persistència de les contrastades diferències observades en les estructures de talles de cada localitat semblen indicar que poderosos factors ambientals o històrics les han modelat de forma diferencial. En concret, les diferències en la mida de les dues primeres classes de talla entre estacions (en 1991), i les diferències entre anys dintre d'una mateixa localitat, semblen suggerir que els atzars del reclutament han jugat un paper molt important.

És en la feble dinàmica poblacional de la gorgònia roja on rau la seva fragilitat. La comparació entre les densitats i estructures de talles mesurades a les cinc parcel·les en 1990 i 2001 permet observar un procés de regressió generalitzada de la densitat que seria més preocupant de no veure's compensat per la constatació d'un increment de la biomassa.

Sembla clar que les pèrdues per arrabassament són majoritàriament atribuïbles a l'efecte del buceig. Tanmateix, la positiva evolució de la biomassa i l'evolució de la parcel·la molt visitada del Tascó Petit (Figura 8), on no s'han detectat quasi pèrdues, alerta contra interpretacions massa frívoles i adverteix de l'existència d'altres factors, la interacció dels quals amb el factor visites pot resultar determinant. Per exemple i sense que podem argumentar-ho seriosament, pensem que topografia del fons i la posició de les gorgònies sobre aquest, p.e. en una paret vertical que només es pot aproximar lateralment (Tascó Petit), o situades sobre blocs en el fons d'una zona de pas freqüent (Carall Bernat), podria explicar les diferències observades.

En tot cas i encara que els resultats del nostre experiment no són concloents en aquest aspecte, no podem descartar el grau d'amenaça que aquest activitat, si es planteja en termes molt intensius, pot suposar per a la supervivència de les poblacions de la gorgònia roja.

Per un senzill criteri de prudència, sembla fonamental extremar les mesures de protecció de les poblacions de gorgònies roges de les Medes enfront de qualsevol causa accessòria de mortalitat

incompatible amb la fràgil i parsimoniosa dinàmica demogràfica de l'espècie i en especial amb la seva feble taxa de reclutament.

BIBLIOGRAFIA

- 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., 1994. *Evaluación del balance energético de dos especies de cnidarios bentónicos*. Ph. D. thesis, University of Barcelona.
- Coma, R., J.M. Gili & M. Zabala &, 1995a. Reproduction and cycle of gonadal development in the the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 117: 173-183.
- Coma, R., M. Zabala & J.M. Gili, 1995b. Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 117: 185-192.
- Coma, R., M. Ribes, M. Zabala & J.M. Gili, 1998a. Growth in a modular colonial marine invertebrate. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 47: 459-470.
- Coma, R., M. Ribes, M. Zabala & J.M. Gili, 1998b. An energetic approach to the study of life-history traits of two modular colonial benthic invertebrates. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 162: 89-103.
- Coma, R., Dantart, L., Diaz, D, Garrabou, J., Hereu, B, Linares, C. & M. Zabala, 2001. Mass mortality and recover of red gorgonian (*Paramuricea clavata*) in the Port-Cros Marine National Park (Var, FRANCE). Projet TOTAL. Rapport de mission a Port-Cros.
- Connell, J.H., 1979. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Garrabou, J., 1997. *Structure and dynamics of north-western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient: a Geographical Information System (GIS) approach*. PhD thesis, University of Barcelona.
- Garrabou, J., Perez, T., Sartoreto, S. & J.G. Harmelin, 2001. Mass mortality event in red coral (*Corallium rubrum*, Cnidaria, Anthozoa, Octocorallia) populations in Provence region (France, NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 217: 263-272.
- Hughes, R.N. & J.M. Cancino, 1985. An ecological overview of cloning in Metazoa. In: Jackson, J.B.C, Buss, L.W, Cook, R.E. (eds). *Population biology and evolution of clonal organisms*. Yale Uni-

- iversity Press, New Haven, p. 153-186.
- 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.*, 592-597
- 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. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 323: 415-427.

AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE CORALL *Corallium rubrum* DE LES ILLES MEDES. EXERCICI 2001

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 endèmica mediterrànea, encara que la seva distribució s'exten a zones contigües de l'Atlàntic (Zibrowius et al, 1984). Aquesta espècie es pot trobar al litoral rocós mediterrani des de pocs metres (en indrets mancats de llum) fins a 200 metres de fondària (Laborel & Vacelet, 1961; Weinberg, 1978). Les característiques topogràfiques (nombrosa presència de coves, túnels i extraploms) i hidrògràfiques (gran quantitat de matèria orgànica) de les Illes Medes, son claus pel desenvolupament de poblacions de corall vermell a partir de poca fondària, fet poc freqüent a la Mediterrània.

El corall vermell 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 (Santangelo & Abbiati, 2001).

Durant centenars d'anys, el corall va ser pescat amb arts de pesca com la Creu de Sant Andreu i les barres italianes (Andaloro i 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 torni molt escàs 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 par-

tir 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 (Harmelin, 1984) i amb episodis de reclutaments imprevisibles i molt espaiats en el temps (Garrahou et al, en preparació) converteixen al corall vermell en una espècie molt fràgil, necessitada d'una bona gestió front dels perills als que es veu sotmesa.

D'altra banda s'ha de tenir en compte la necessitat de conèixer l'estat d'aquestes poblacions en front als possibles episodis de mortalitat en massa com el que es varen donar a les costes franceses italianes durant l'estiu de 1999 (Garrahou et al., 2001), que sortosament no varen afectar a la costa catalana.

Dins l'Àrea Marina Protegida (endavant AMP) de les Medes, les poblacions de corall vermell, sobretot les situades a poca fondària, són molt visitades pels escafandristes. Aquesta elevada freqüentació provoca nombrosos trencaments accidentals degut a la fragilitat de l'esquelet calcari del corall; l'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; Garrahou et al, 1998).

Cal afegir a les causes de regressió d'aquesta espècie, els episodis de furtivisme, aquestos esdeveniments han estat observats durant els anys anteriors dins l'AMP, i els greus efectes que han produït en algunes de les poblacions estudiades ja han estat descrits en memòries anteriors.

L'objectiu del programa de seguiment del corall vermell, és conèixer l'estat de conservació

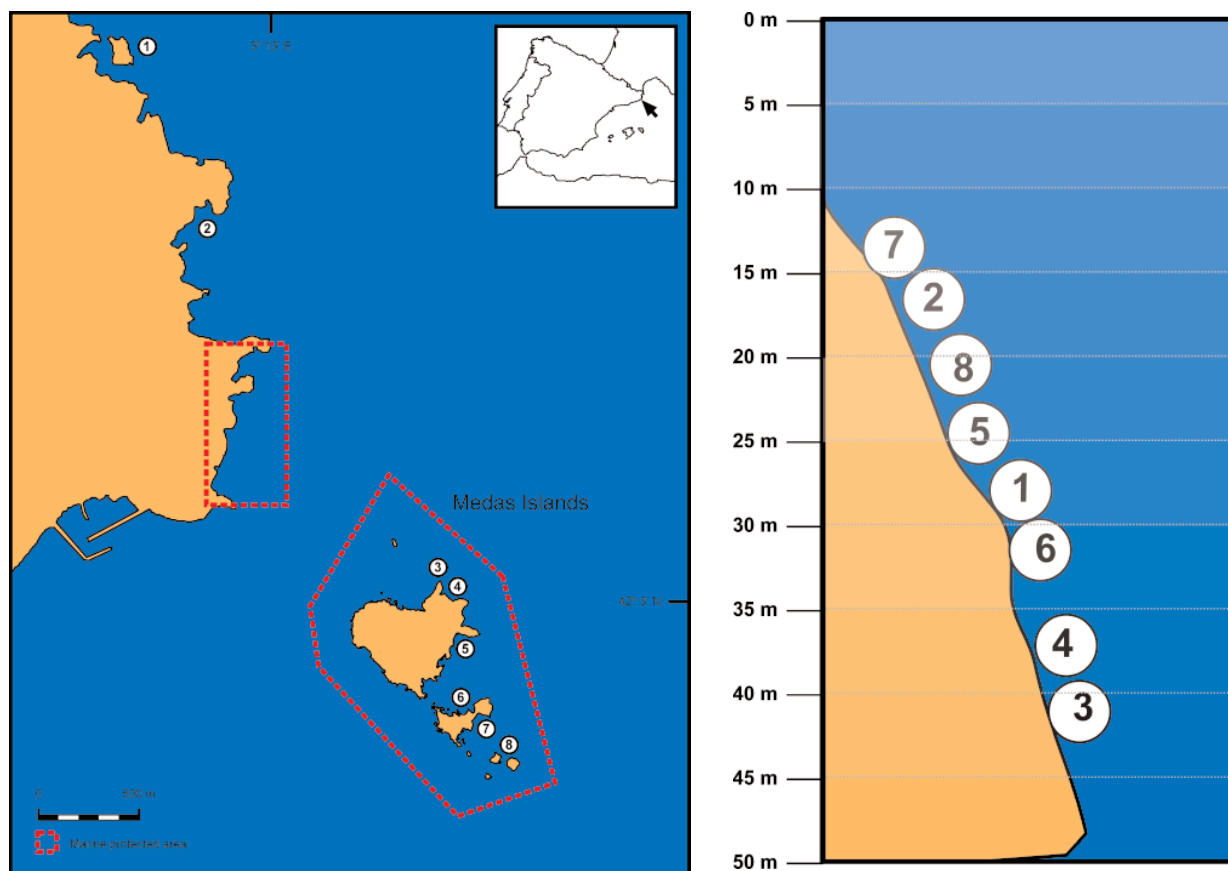


Figura 1. Corall vermell (*Corallium rubrum*). a: situació de les estacions del seguiment dins i fora de l'Àrea Marina Protegida de les Illes Medes; b: situació de les estacions del seguiment en un eix de fondària.

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. 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. En aquesta memòria, s'inclouen els resultats de l'anàlisi dels diàmetres, densitats i reclutament obtinguts durant l'estiu del 2001.

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.

MATERIAL I MÈTODES

El seguiment es realitza a les mateixes vuit estacions que han estat estudiades els anys anteriors. 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 Mont-

grí, fora de l'AMP (Fig. 1a). En la Figura 1b es pot veure la fondària de cadascuna de les estacions estudiades, quatre estacions són superficials (es troben a menys de 20 metres de fondària) i les altres quatre es consideren fons (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

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
Dofí	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 1991-2001. Realització de una de les fotografies in situ, en una de les estacions estudiades.

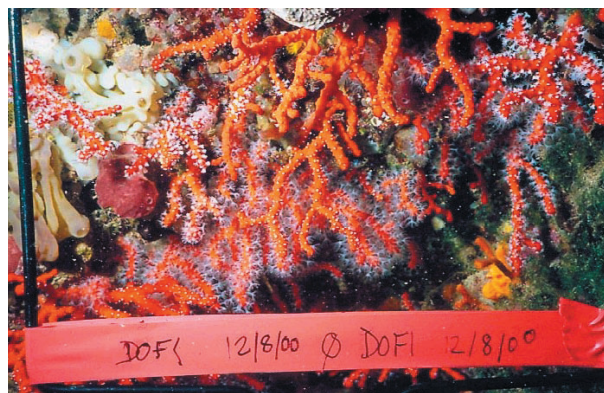


Figura 3. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2001. Exemple d'una de les macro-fotografies emprades per obtenir les mides dels diàmetres basals.

fotogràficament (Figura 2), 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 cm) orientades paral·lelament a l'eix principal de les colònies (Figura 3). 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 reclutament 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 mit-

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

Les característiques de les estacions, que no permeten fer un disseny perfecte no fan possible 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

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

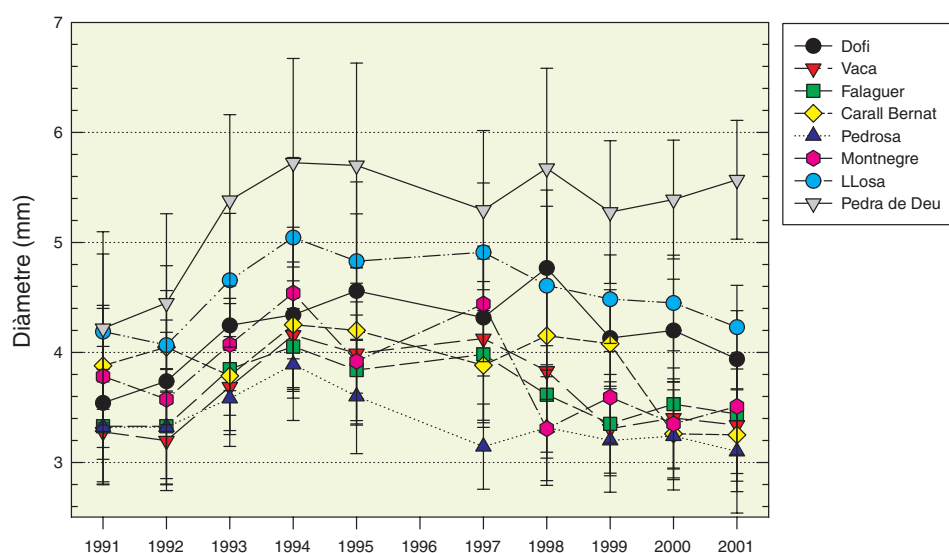


Figura 4. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2001. Evolució dels diàmetres (mm) de les 150 branques més grosses al llarg dels anys en les diferents estacions. Símbols: valor de la mitjana; barres: desviació típica.

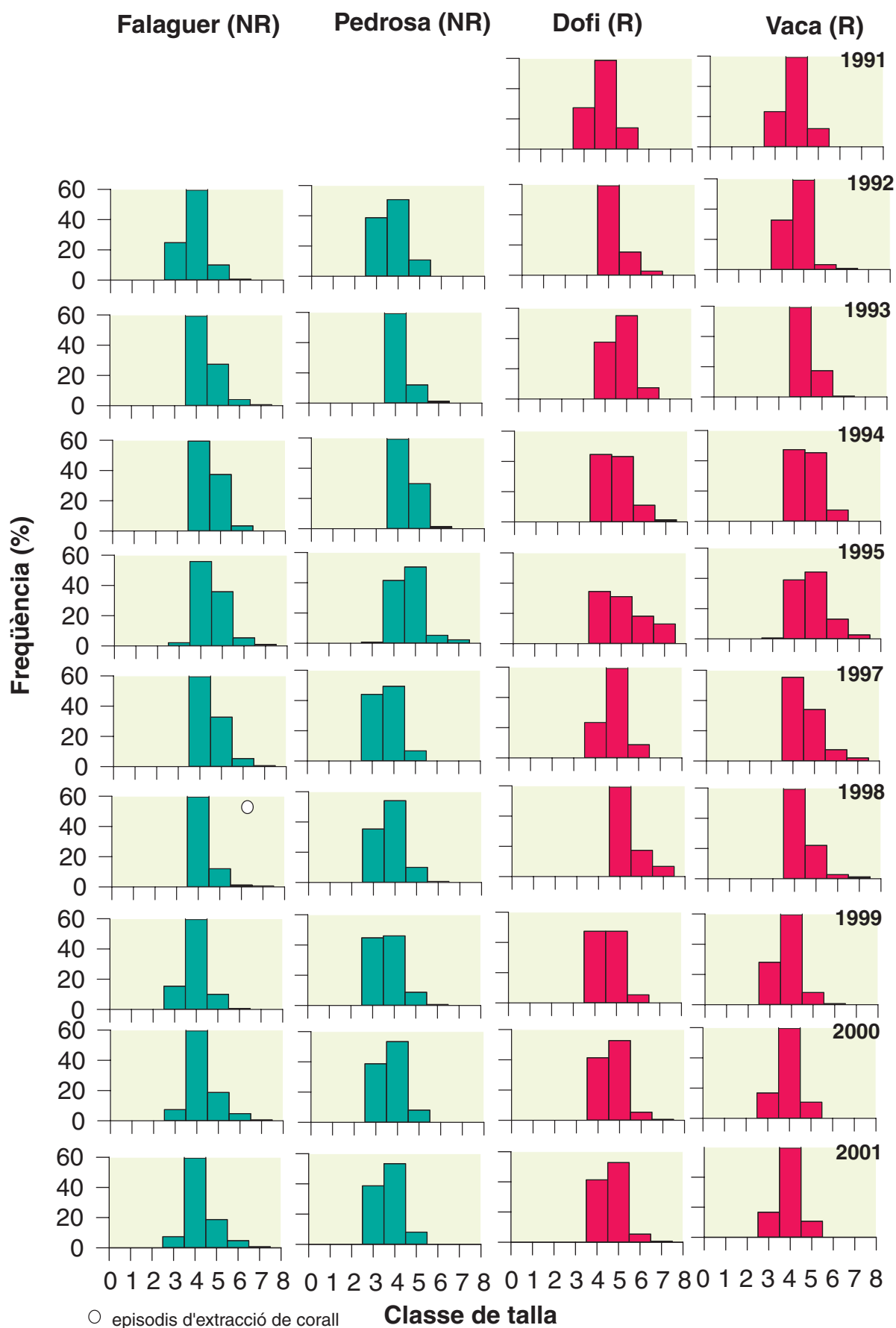


Figura 5. Corall vermell (Corallium rubrum). Seguiment 1991-2001. Evolució temporal de l'histograma de classes de talla (diàmetre; mm) de les 150 branques més grosses de les poblacions de cada estació.

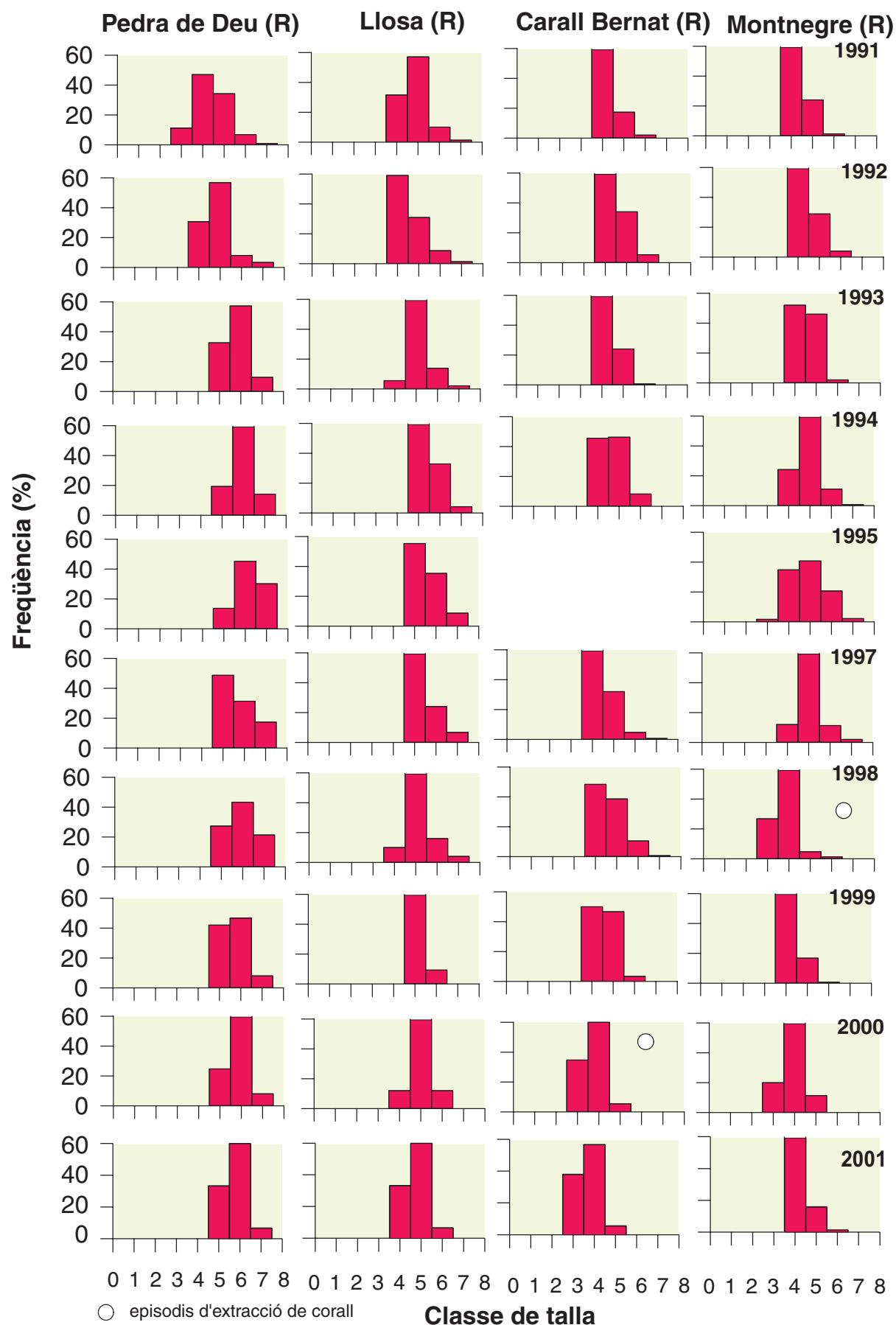


Figura 5 (Cont.). Corall vermell (Corallium rubrum). Seguiment 1991-2001. Evolució temporal de l'histograma de classes de talla (diàmetre; mm) de les 150 branques més grosses de les poblacions de cada estació.

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 4. Les sèries obtingudes al llarg del seguiment estan caracteritzades per repetides pujades i baixades d'aspecte aparentment caòtic que porten als mateixos valors finals que 10 anys enrera, la única estació que manté una tendència a augmentar el seu diàmetre mig és la de Pedra de Déu, les estacions de La Llosa i el Túnel del Dofí mostren una petita disminució de la seva talla aquest any. La resta d'estacions mantenen els mateixos observats l'any anterior.

L'anàlisi de l'ANOVA un factor temps (Taula 2), 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 3), 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 5. 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.

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 aquesta última estació presenta una baixada en el nombre de colònies (Figura 6). L'estació del Falaguer que havia sofert una significativa disminució entre els anys 1999 i 2000 manté el mateix valor de densitat obtingut durant l'any 2000. D'altra banda en la resta d'estacions els valors es mantenen quasi bé iguals als observats a l'any 1997.

Reclutament

A la Figura 7 es mostra la variació del reclutament durant els quatre darrers anys. 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 any rera any són el Falaguer i el Montnegre, s'ha de tenir en compte que aquestes estacions són les que presenten unes densitats de colònies més elevades. La resta d'estacions mostra uns reclutaments realment baixos durant tots els anys d'estudi.

Taula 2. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2001. 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)	8	25.445	90.816	***
Cova de la Vaca (R)	8	24.125	75.794	***
Carall Bernat (R)	8	12.189	39.054	***
Montnegre (R)	8	19.631	82.433	***
Llosa (R)	8	9.037	36.868	***
Pedra de Déu (R)	8	31.678	96.095	***
Falaguer (NR)	8	17.906	46.705	***
Pedrosa (NR)	8	55.816	92.465	***

Taula 3. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2001. Significació del test d'ANOVA de dos factors (temps i lloc), 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, $p < 0.05$

Efecte	gll	MS	F	P
Estació	7	508.073	147.513	***
Any	8	97.798	288.255	***
Any x estació	56	13.925	41.044	***

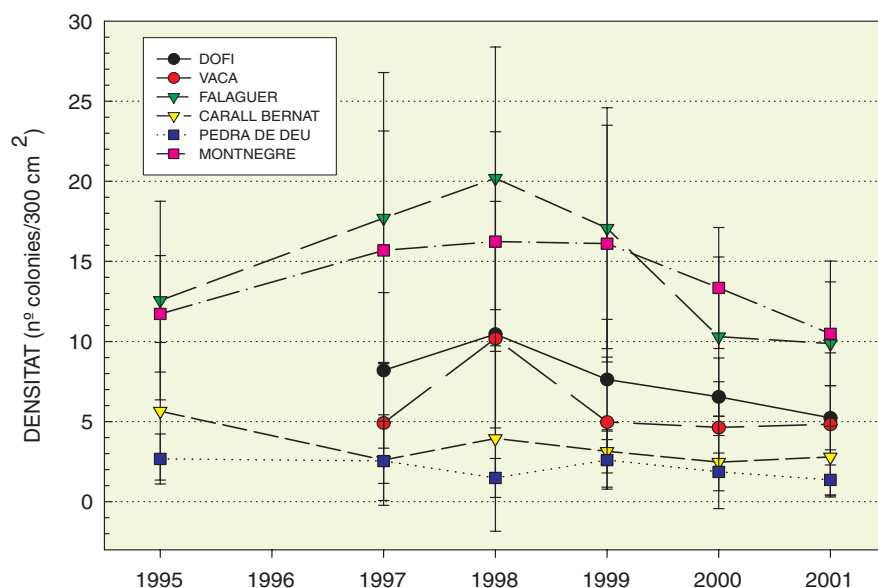


Figura 6. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Següiment 1991-2001. Evolució de les densitats (nº colònies/300 cm²) de les diferents poblacions estudiades al llarg dels anys de seguiment.

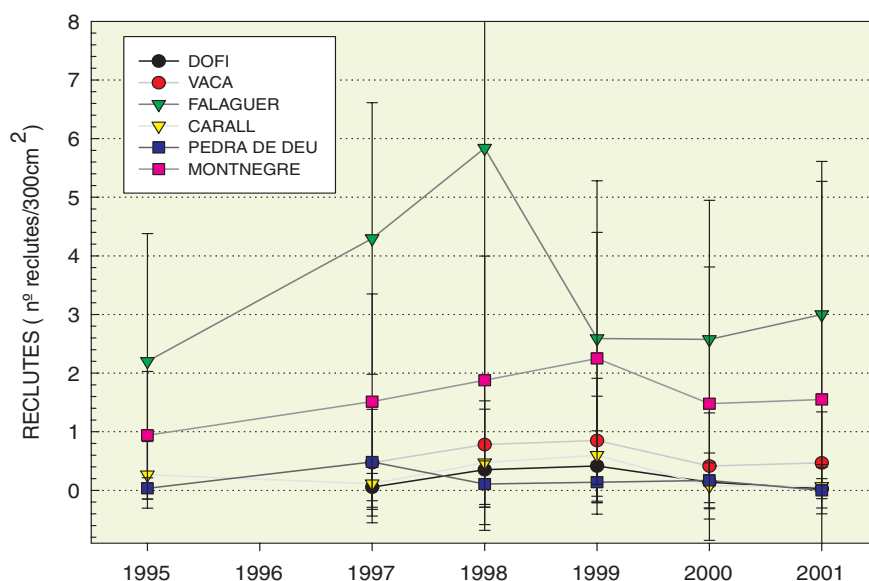


Figura 7. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Següiment 1991-2001. Evolució del reclutament (nº reclutes/300 cm²) de les diferents poblacions estudiades al llarg dels anys de seguiment.

DISCUSSIÓ

Durant aquest any de seguiment es mantenen les tendències preocupants observades durant els darrers anys. El diàmetre (Fig. 4) mostra uns valors promitjos molt semblants a l'inici del seguiment en la majoria de les estacions estudiades.

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. En l'estació del Falaguer, fora de l'AMP, no s'observen més pèrdues com les que es varen observar l'any passat i es mantenen els valors observats en el seguiment del 2000.

L'evolució del diàmetre mig durant els quatre anys posteriors a l'inici del seguiment (1991-94),

mostra que les taxes de creixement real en condicions òptimes (de l'ordre de 0.1 mm a⁻¹) són considerablement superiors a les observades en realitat quan s'interfereixen episodis d'espoli o de excessiva freqüentació. Tot i que aquesta taxa de creixement es menor que les observades per altres autors en altres zones de la Mediterrània (Abbiati et al, 1992; Garcia-Rodríguez & Masso, 1986), s'ha de tenir en compte que les poblacions de les Medes són més somes que les estudiades per aquests autors.

El reclutament manté els valors estables, al voltant dels mateixos valors observats en anys precedents (circa 2 ind/300 cm²), 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 reclu-

taments més elevats. Com ja consideravem l'any passat, l'aparent estabilitat temporal en els valors de reclutament podria ser deguda a un artefacte observacional : si les taxes de creixement de les colònies post-asentades 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. Però hauriem de tenir en compte que els valors de reclutament obtinguts són molt semblants als observats entre 1979 i 2000 en la costa de Marsella (Harmelin & Garrabou, dades no publicades).

Els valors de densitat de colònies obtinguts durant aquest seguiment són de l'ordre de centenars de colònies per m², valors semblants als obtinguts a les costes franceses (Garrabou et al, 2001) però molt inferiors als valors de milers de colònies per m² obtinguts per científics italians (Santangelo et al, 1993) i que ens semblen desmesurats. Els valors mostrats pels autors italians no representen un valor de referència extrapolable a la resta de poblacions mediterrànies. Tot i les limitacions que acceptem té la metodologia emprada per realitzar aquest seguiment basada en fotografies, considerem que els valors de densitats mitjos de les poblacions de corall vermell són de l'ordre de centenars, i que els valors mostrats pels autors italians no representen un valor de referència extrapolable a la resta de poblacions mediterrànies.

Aquest any es manté 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. L'estat de les poblacions segueix essent preocupant si tenim en compte el valor patrimonial d'aquesta espècie (qualitat = talla). La facilitat d'accedir a les poblacions poc profundes de les illes Medes constitueixen una part significativa del atractiu d'aquest espai per als turistes sub-aquàtics, tenint en compte que aquesta espècie és difícil d'observar en altres indrets protegits de la Mediterrània.

Com en els darrers anys de seguiment de les poblacions de corall vermell, els resultats obtinguts aquest any 2001 reforcen la necessitat de millorar la protecció d'aquesta espècie dins i fora de l'AMP de les Illes Medes, regular les visites dels escafandristes i millorar la vigilància afavoriria notablement l'estat de les poblacions que es troben a les Illes Medes i asseguraria el valor patrimonial d'aquesta espècie tan preuada a la Mediterrània.

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.
- Harmelin, J.G., 1984. Biologie du corail rouge. Paramètres de populations, croissance et mortalité naturelle. Etat de connaissances en France. FAO Fish Rep 306: 99-103.
- 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.
- Garrabou, J., T. Perez, S. Sartoretto & J.G. Harmelin, 2001. Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 217: 263-272.
- 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.
- Laborel, J. & J. Vacelet, 1961. Répartition bionomique du *Corallium rubrum* Lmck dans les grottes sous-marines. *Rapp. P.V. Réun. Comm. Int. Explor. Sci. Mer Méditerranée Monaco* 16: 464 - 469.
- Ocaña, O., 2000. Las poblaciones de coral rojo (*Corallium rubrum*) en el mar de Ceuta. Informe técnico 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.
- Santangelo, G. & M. Abbiati, 2001. Red coral : conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 11: 253-259.
- Weinberg, S., 1978. Mediterranean octocorallian communities and the abiotic environment. *Mar. Biol.*, 49: 41-57.
- Zibrowius, H., V. Monteiro-Marques & M. Grasshoff, 1984. La repartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique (Cnidaria: anthozoa: Gorgonaria). *Téthys* 11: 163-170.

AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE LLAGOSTES *Palinurus elephas* DE LES ILLES MEDES. EXERCICI 2001

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 (CMIMA-CSIC). Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49.
08003 Barcelona

INTRODUCCIÓ

La llagosta vermella (*Palinurus elephas*) és una espècie de gran interès econòmic tradicionalment lligada a les activitats pesqueres artesanals de les costes de la Mediterrània occidental. A aquest interès se li afegeix el potencial turístic lligat a la popularització de les activitats subaquàtiques de les darreres dècades, la qual ha convertit en centres d'atracció les zones de la costa Mediterrània més ben conservades on els turistes esperen contemplar sobretot espècies emblemàtiques com la llagosta, el corall, les gorgònies o els grans peixos. D'aquesta manera, aquestes espècies esdevenen d'interès per a l'economia dels pobles mariners tant si la seva activitat principal és la pesca, cosa ja rara al nostre país, com si es basen en el turisme nàutic en les seves diferents versions, la qual cosa és la tendència creixent. L'evident rarificació d'aquestes espècies obliga a gestionar amb molta cura les seves poblacions. Per poder protegir efectivament una espècie cal conèixer les causes de la seva regressió i formular sol·lucions que les anul·lin o minimitzin.

Pel que fa a la llagosta, la causa principal de la seva regressió l'hem de buscar en la sobrepesca, ja que es tracta d'una espècie de creixement molt lent que difícilment pot neutralitzar el gran esforç de pesca a què està sotmesa actualment. La mida de primera posta de les femelles s'assoleix majoritàriament el cinquè any de vida bentònica, amb una talla total de 25,6 cm (Marin, 1987) aquest és un dels factors que dificulten la recuperació, hi ha però, altres factors que segur que també influeixen en la capacitat de recuperació de les poblacions com poden ser la pèrdua d'hàbitat provocada per la regressió d'algunes comunitats que les allotgen, els desequilibris tròfics introduïts per les activitats humanes o les molèsties generades per la visita massificada d'escafandristes en zones turístiques.

Els treballs fets a Austràlia, el mar Carib i Nova Zelanda, on la pesqueria de llagostes és molt important, han demostrat que les poblacions d'aquests animals es recuperen i les captures augmenten quan se segueix un pla de gestió adequat. Concretament, un dels punts claus d'aquesta gestió és l'establiment de reserves marines que protegeixin un stock suficient d'adults reproductors (Cole 1990). Malgrat tot, la població de les illes Medes ha manifestat, en els estudis fets fins enguany, una nul·la capacitat de recuperació demogràfica, ja que s'ha observat que la llagosta té tendència a disminuir en densitat i a presentar una distribució per sota dels 25 m de fondària.

Hem d'assumir que la pesca furtiva a les Illes no és significativa i per tant hem de buscar la causa principal de la manca de recuperació de la població en altres raons; la mida de l'àrea protegida podria no ser suficient per resultar efectiva en la protecció d'una espècie amb una mobilitat que sembla que és alta; la depredació per part de peixos i cefalòpodes podria ser anormalment alta o la freqüentació d'escafandristes podria fer fugir les llagostes cap a les zones menys visitades.

Per tal de poder valorar l'efecte que té la protecció de la reserva de les Illes Medes sobre la mobilitat llagosta vermella s'ha fet un estudi de marcatge-recaptura per determinar els temps de residència dels individus en zones concretes.

El disseny del seguiment anual de la població de llagostes no ens permet conèixer la pressió de depredació ja que per poder fer aquest estudi caldria sacrificar un gran nombre de potencials depredadors per analitzar els seus continguts estomacals; tampoc es poden fer estudis de preferència de preses ja que això implica el sacrifici de llagostes.

Així doncs, ens hem de basar en la distribució i l'estructura de talles de la població per establir el seu estat sense poder, de moment, esbrinar la raó o raons que fan que la població evolucioni com ho fa.

OBJECTIUS

Enguany el seguiment temporal de la població de llagostes (*Palinurus elephas*) s'ha fet amb l'objectiu d'establir la distribució batimètrica i l'estructura de talles, tanmateix s'analitza l'estat de la població en la reserva el 2001 i es compara amb la situació dels anys anteriors per veure'n l'evolució.

S'ha fet un estudi de marcatge i recaptura al llarg d'un any natural per determinar els temps de residència de les llagostes als seus caus, així es podrà valorar l'efecte que té la protecció de pesca a les illes Medes sobre la població de llagostes.

MATERIAL I MÈTODES

Plantejament metodològic

L'estudi de marcatge i recaptura s'ha fet en una zona situada a 32 m de fondària a l'illot del Medellot. Aquesta ha estat visitada en quatre ocasions seguides cada tres setmanes de forma que cada conjunt de 4 visites era considerat una ocasió de mostreig principal i cadascuna de les visites era considerada una ocasió de mostreig secundària.

En cada ocasió de mostreig, s'han comptat tots els individus, s'han marcat els que eren observats per primer cop i s'han anotat els individus observats que prèviament havien estat marcats (recaptures).

L'estudi de la població s'ha fet a partir de 15 transectes realitzats en zones llagostaires, entenent com a llagostaires, zones de substrat dur de blocs o parets verticals amb una certa rugositat de manera que hi hagi disponibilitat de refugis.

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, però, de que per sota de les àrees mostrejades encara poden quedar zones amb elevades densitats de 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

Els mostreigs han estat realitzats per escombrar de les zones amb ajut de llums halògens. Encara que molt variables d'un lloc a l'altre, la mida més freqüent dels transectes és de 300 m². Per a cada transecte, s'han comptat totes les llagostes observades, anotant la talla dels individus i la fondària on han estat vistes.

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

1.JUVENIL	L<10cm	talla 0+1
2.PETITA	10cm<L<20cm	talla 2
3.MITJANA	20cm<L<30cm	talla 3
4.GRAN	L>30cm	talla 4

Aquesta estima de 10 en 10 cm permet una ràpida classificació de la talla amb un error despreciable. En la primera categoria s'hi inclouen els nous assentats de la temporada per obtenir el resultat del cens; no obstant, aquests reclutes són anotats també per separat per obtenir informació complementària de l'assentament de nous individus al fons. Marin (1987) va establir les mides mitjanes dels individus segons la seva edat; així la classe juvenil compren els individus acabats d'assentar i els assentats de l'estiu anterior; la classe petita compren els individus de fins a 3 anys; la classe mitjana inclou els individus de primera maturitat i fins a l'edat de 6 anys; la classe gran representen els individus de 7 o més anys amb gran potencial reproductiu.

RESULTATS

Mida de la població de llagostes el 2001

La Taula 1 representa 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. Enguany el nombre total d'individus comptats ha estat de 97.

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 4 individus

Taula 1. *Llagosta* (*Palinurus elephas*). Distribució per fondàries de la població censada en la zona estrictament protegida el 2001.

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	-	-	-	-	-
Total per talles	42	12	15	11	

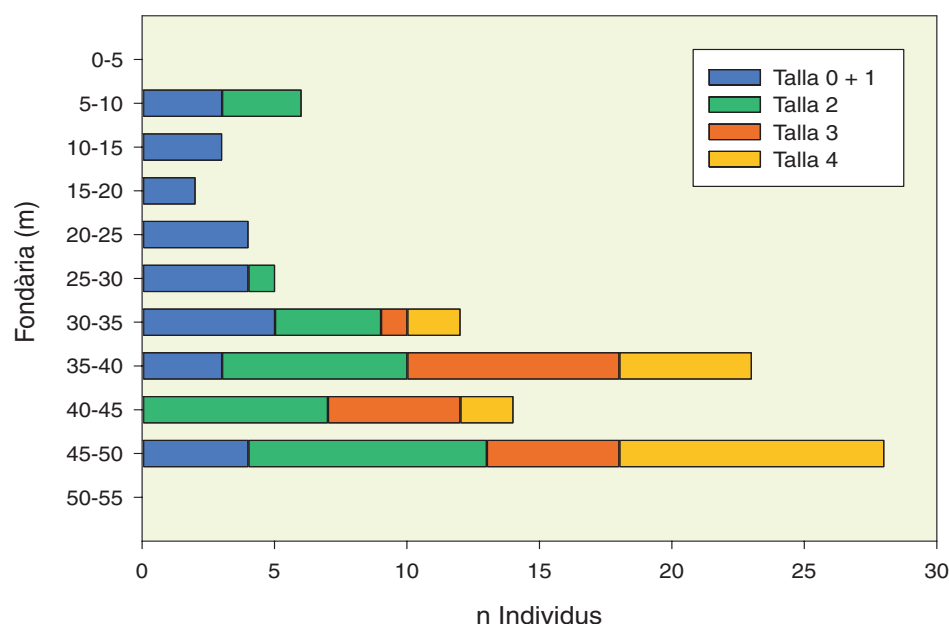


Figura 1. *Llagosta* (*Palinurus elephas*). Distribució per fondàries de la població censada en la zona estrictament protegida el 2001.

major de 10 cm han estat trobats per sobre d'aquesta isobata; d'aquestes, d'aquests 3 eren dins de coves protegides per la foscor en racons de difícil accés i el quart es trobava en una zona poc freqüentada. Dels 20 individus trobats entre 0 i 30 m, 14 eren juvenils de primer any que generalment busquen refugi en aigües someres.

La Figura 2 representa l'estructura de talles de la mostra. Hom pot observar que la proporció d'individus de classe petita i juvenil ($L < 20$ cm) és del 60,82%, 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 posar ous, està entre 21,5 i 24,5 cm (Marín, 1987)-; d'aquests, el

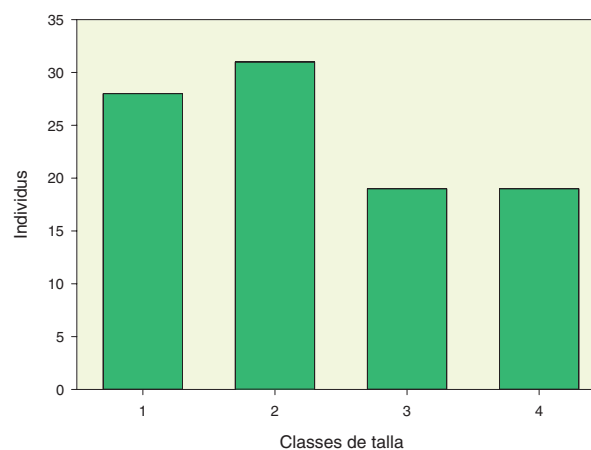


Figura 2. *Llagosta* (*Palinurus elephas*). Estructura de Talles de la població censada en la zona estrictament protegida el 2001.

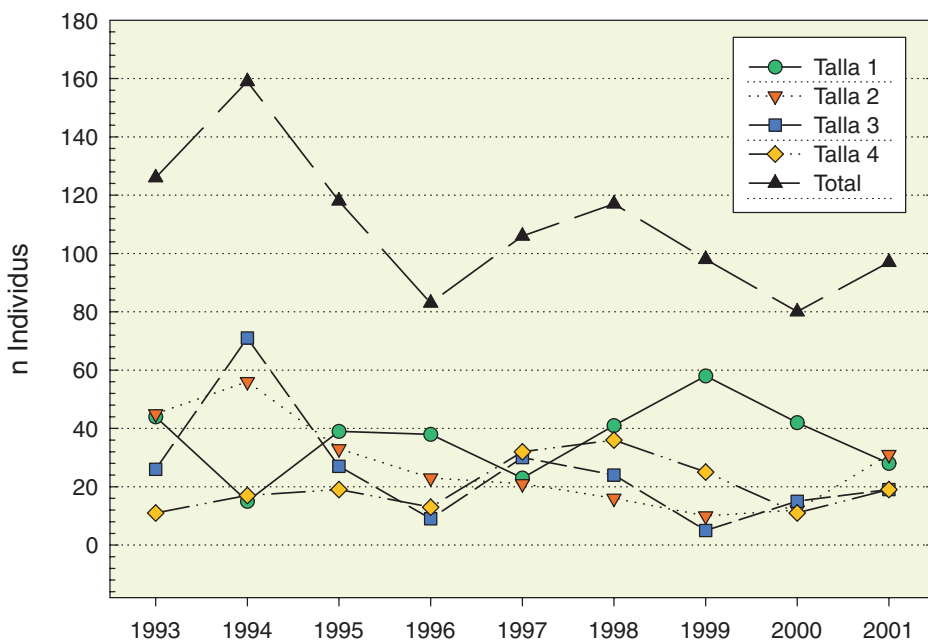


Figura 3. Llagosta (*Palinurus elephas*). Evolució del nombre d'individus de cada categoria i nombre total al llarg dels anys en la zona estrictament protegida des de l'any 1993 al 2001.

major nombre són juvenils reclutats el mateix any. Cal remarcar també, que la proporció d'individus de $L > 30\text{cm}$ és només el 19,59% i aquesta és la classe de talla més fecunda. La mitjana d'ous trobats per femella ovada de $L = 23\text{ cm}$ és de 13.000 mentre que les femelles ovades de $L = 34\text{ cm}$ duen al voltant de 134.000 ous (Marín, 1987).

La Figura 3 mostra l'evolució del nombre d'individus de cada categoria al llarg dels anys. S'observa un augment de les talles 2, 3 i 4 respecte a l'any passat, sense arribar, però, als nivells de talles 4 dels anys 1998 i 1999.

El nombre de reclutes trobats durant els cen-

sos del 2001 ha estat de 21 -enfrent dels 31 de l'any 2000 i els 48 de l'any 1999-.

Estudi de marcatge i recaptura

La Taula 2 mostra les dades de l'experiment. En total s'han recapturat 323 individus, amb una taxa de recaptura mitjana de 3 vegades per individu.

La Figura 4 mostra el temps de residència en setmanes. S'ha calculat el temps de residència mitjana a partir dels períodes de temps passats des de la primera captura a la última recaptura de cada individu i el resultat és d'una permanència

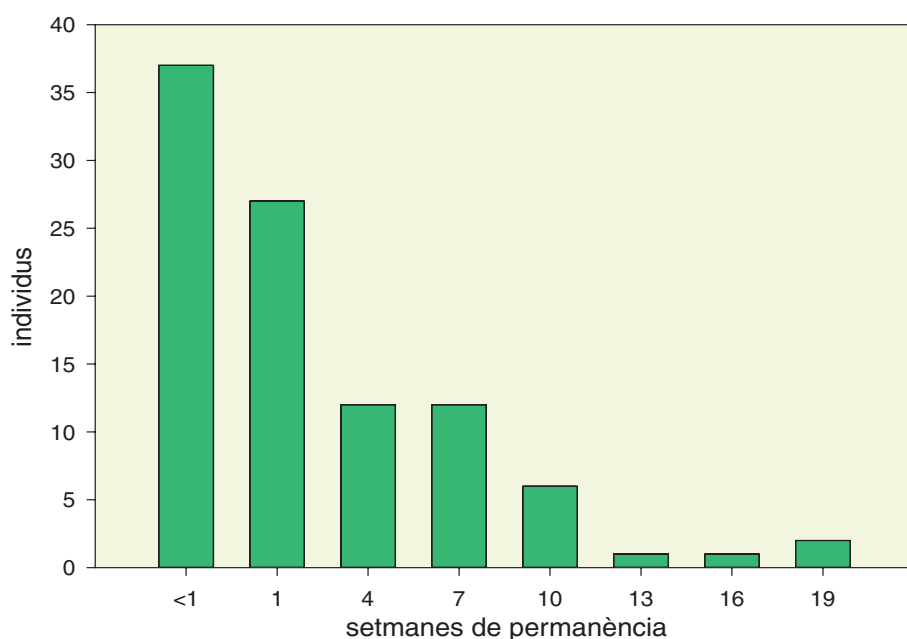


Figura 4. Llagosta (*Palinurus elephas*). Temps de residència dels individus en la parcel·la del Medellot.

Taula 2. Llagosta (Palinurus elephas). Dades de marcatge i recaptura.

Data	Lloc	Mida	Marques	Recaptures	No marcades	total	
01-may	Medellot E	1	a3	1	0	1	
		2	a4	1	0	0	
		3		0	0	0	
		4	A4,A5	2	0	0	
		total		4	0	1	5
14-may	Medellot w	1		0	0	6	
		2		0	0	3	
		3		0	0	2	
		4		0	0	2	
		total		0	0	13	13
09-jun	Medellot w	1	a5, a6	2	0	2	
		2	a2, A0	2	0	0	
		3		0	0	1	
		4		0	0	3	
		total		4	0	6	10
30-jun	medellot w	1	a7, a8	2	a6(muda)	0	0
		2	a9	1		0	0
		3		0		0	1
		4		0		0	2
		total		3	0	3	6
01-jul	medellot w	1	d1, d3*	2	a7, a8	2	0
		2		0	a9	1	0
		3	d0, d2	2		0	0
		4		0		0	2
		total		4	3	2	9
02-jul	medellot w	1		0	a7, a8, d1	3	0
		2		0	a9	1	1
		3		0		0	0
		4	d5	1		0	1
		total		1	4	2	7
03-jul	medellot w	1		0	a8, d1	2	0
		2		0	a9	1	1
		3	d6	1		0	0
		4		0		0	1
		total		1	3	2	6
23-jul	medellot w	1	e2, e3, e4	3	a8	1	0
		2	e1	1		0	0
		3	A6	1		0	0
		4		0		0	1
		total		5	1	1	7
24-jul	medellot w	1		0	a8, e2, e3, e4	4	0
		2		0	e1	1	0
		3		0	A6	1	1
		4		0		0	1
		total		0	6	2	8
25-jul	medellot w	1		0	a8, e2, e3	3	0
		2		0	e1	1	0
		3	e6, e7	2	A6	1	0
		4		0		0	1
		total		2	5	1	8
26-jul	medellot w	1	e8, f5	2	e3	1	0
		2		0		0	0
		3		0	A6, e6	2	0
		4		0		0	0
		total		2	3	0	5
12-ago	medellot w	1	h3, h5, h6	3	e3, e4	2	0
		2		0		0	0
		3	A1	1		0	1
		4		0		0	2
		total		4	2	3	9

Taula 2 (Cont.). Llagosta (Palinurus elephas). Dades de marcatge i recaptura.

Data	Lloc	Mida	Marques	Recaptures		No marcades	total		
13-ago	medellot w	1	h4	1	e3, e4, e6, h5	4	0		
		2		0		0	0		
		3	A2	1	A1	1	0		
		4		0		2	2		
		total	2	5	2	9			
14-ago	medellot w	1	A3	0	e3, e4, h3, h4, h5	5	0		
		2		0		0	0		
		3		1		0	0		
		4		0		2	2		
		total		1		5	2		8
15-ago	medellot w	1		0	e3, h3, h4, h5	4	0		
		2		0		0	0		
		3		0		0	0		
		4		0		2	2		
		total		0		4	2		6
03-sep	medellot w	0	b6 a1	0	f5, e4	0	1		
		1		1		2	0		
		2		1		0	0		
		3		0		0	1		
		4		0		2	2		
04-sep	medellot w	total	2	2	4	8			
		1	f5 a1	1	0				
		2		0	1		0		
		3		0	1		1		
		4		0	1		1		
total	0	2		2	4				
05-sep	medellot w	1		e4 a1	1	0			
		2			0	1		0	
		3			0	0		0	
		4			0	2		2	
		total			0	2		2	4
06-sep	medellot w	1		b6, e4 a1	2	0			
		2			0	1		0	
		3			0	0		0	
		4			0	1		1	
		total			0	3		1	4
25-sep	medellot w	1	d4, e5, f6 A9, b7	0		0	0		
		2		3		0	0		
		3		2		0	0		
		4		0		0	2		
		total		5		0	2		7
27-sep	medellot w	0		d4 b7	0	1			
		1			0	0		1	
		2			0	1		0	
		3			0	1		0	
		4			0	0		0	
28-sep	medellot w	total	0	2	2	4			
		0	h5 d4, e5 A9	0	1				
		1		0	1		1		
		2		0	2		0		
		3		0	1		0		
4	0	0		0					
30-sep	medellot w	total	0	4	2	6			
		0	a8 d4, e5 A9	0	1				
		1		0	1		1		
		2		2	2		0		
		3		0	1		0		
4	0	0		1					
		total	2	4	3	9			

Taula 2 (Cont.). Llagosta (Palinurus elephas). Dades de marcatge i recaptura.

Data	Lloc	Mida	Marques	Recaptures	No marcades	total
15-oct	medellot w	0	e9	1		
		1	e0	1	h5	1
		2		d4	1	0
		3	B3		0	0
		4			0	1
		total		3	2	2
16-oct	medellot w	0		0		1
		1		0	0	0
		2	f7	1	d4, e5	2
		3	B4	1	B3	1
		4		0	0	0
		total		2	3	2
17-oct	medellot w	0		0		1
		1		0	0	1
		2		0	d4, f7, e5	3
		3		0	0	0
		4		0	0	0
		total		0	3	2
18-oct	medellot w	0		0	e9	1
		1		0	0	0
		2		0	d4, f7	2
		3		0	B3	1
		4	B5	1	0	1
		total		1	4	2
01-nov	medellot w	0		0		0
		1		0	0	0
		2		0	d4	1
		3	B6	1	0	0
		4		0	0	1
		total		1	1	3
24-nov	medellot w	0		0		2
		1	c9, f8, E9	3	0	0
		2		0	0	0
		3	B7	1	0	0
		4		0	0	0
		total		4	0	2
25-nov	medellot w	0		0		1
		1		0	E9	1
		2		0	e5	1
		3			B7	1
		4		0	0	0
		total		0	3	1
26-nov	medellot w	0	f9	1		1
		1		0	E9, c9	2
		2		0	e5	1
		3		0	B7	1
		4		0	0	0
		total		1	4	1
27-nov	medellot w	0		0		1
		1		0	E9, f8	2
		2		0	d4	1
		3	B8	1	0	0
		4		0	0	0
		total		1	3	1
16-dic	medellot w	0	h8	1	f9	1
		1		0	c9, f8	2
		2		0	d4, e5	2
		3		0	B7	1
		4		0	0	1
		total		1	6	2

Taula 2 (Cont.). *Llagosta* (*Palinurus elephas*). Dades de marcatge i recaptura.

Data	Lloc	Mida	Marques	Recaptures	No marcades	total
17-dic	medellot w	0	D1	f9, h8	2	0
		1		E9	1	0
		2		d4, f6	2	0
		3		B7	1	0
		4			0	0
		total			6	0
18-dic	medellot w	0	B9	f9, h8	2	0
		1		f8	1	0
		2		d4	1	0
		3		B7	1	0
		4			0	0
		total			5	0
19-dic	medellot w	0		f9, h8	2	0
		1		f8	1	0
		2		d4	1	0
		3		B7, B9	2	0
		4			0	0
		total			6	0
31-dic	medellot w	0		f9, h8	2	0
		1		f8, E9, c9	3	0
		2			0	0
		3		B8, B9	2	0
		4			0	2
		total			7	2
07-ene	medellot w	0		f9	1	0
		1		E9	1	0
		2		d4, e5	2	0
		3		B9, B8	2	0
		4			0	0
		total			6	0
08-ene	medellot w	0	D2		0	0
		1		E9	1	0
		2		d4, e5	2	0
		3		B9, B8	2	0
		4			0	0
		total			5	0
11-ene	medellot w	0		f9, h8	2	0
		1		f8	1	0
		2			0	0
		3		B9, B8	2	0
		4			0	0
		total			5	0
12-ene	medellot w	0		h8	1	0
		1		f8, E9	2	0
		2		d4, h9	2	0
		3		B9	1	0
		4		A6'	1	0
		total			7	0
03-feb	medellot w	0	i1, i2	h8	1	2
		1			0	0
		2	i0	h9, d4	2	0
		3			0	0
		4			0	0
		total			3	2
04-feb	medellot w	0	i3	i1, h8	2	2
		1		h7	1	0
		2		h9, d4	2	1
		3			0	1
		4	D4		0	0
		total			5	4
						11

Taula 2 (Cont.). Llagosta (Palinurus elephas). Dades de marcatge i recaptura.

Data	Lloc	Mida	Marques	Recaptures	No marcades	total
05-feb	medellot w	0	0	i1, i2, h8	3	0
		1	0		0	3
		2	0	f7, h9, d4	3	2
		3	0		0	0
		4	0	D4	1	0
		total	0		7	5
06-feb	medellot w	0	0	i1, i2, h8	3	0
		1	0	h7	1	1
		2	i6	f7	1	2
		3	0		0	0
		4	0		0	0
		total	1		5	3
24-feb	medellot w	0	0	i2	1	3
		1	k1, k2	h7	1	1
		2		f7	1	0
		3	D3		0	0
		4	0	A6'	1	0
		total	3		4	4
27-feb	medellot w	0	0		0	0
		1	k3	k1, k2	2	1
		2		h9	1	0
		3	0		0	0
		4	0	A6'	1	1
		total	1		4	2
17-mar	medellot w	0	0		0	1
		1	k4, k6	h7, k2	2	1
		2	k5		0	0
		3	0		0	0
		4	D5		0	0
		total	4		2	2
18-mar	medellot w	0	0		0	1
		1	k7	h7, k4, k6	3	1
		2		k5	1	0
		3	0		0	0
		4	0	D5	1	0
		total	1		5	2
19-mar	medellot w	0	k8		0	1
		1		h7, k2, k6, k7	4	0
		2		k5	1	0
		3	0		0	0
		4	0	D5	1	0
		total	1		6	1
20-mar	medellot w	0	k9	k8	1	1
		1		k3, k4, k6	3	0
		2		k5	1	0
		3	0		0	0
		4	0	D5	1	0
		total	1		6	1
07-abr	medellot w	0			0	1
		1	i4	i6, k6	2	1
		2			0	0
		3	D0		0	0
		4	D6		0	0
		total	3		2	2
29-abr	medellot w	0			0	1
		1	i5, i7, i8	k6, k7	2	0
		2			0	0
		3			0	0
		4	D7, D8, D9		0	0
		total	6		2	1

Taula 2 (Cont.). *Llagosta* (*Palinurus elephas*). Dades de marcatge i recaptura.

Data	Lloc	Mida	Marques	Recaptures	No marcades	total
30-abr	medellot w	0			1	
		1		k4, k6, k7, i5	4	
		2	i9, k0	2		
		3				
		4		D8, D9	2	
		total			6	9
01-may	medellot w	0			1	
		1		i5, i7, k4, k7	4	
		2	E0	k0, k5	2	
		3			0	
		4		D8, D9	2	
		total			8	10
02-may	medellot w	0			2	
		1		i5, i7	2	
		2		k0	1	
		3			0	
		4	L0		0	
		total			3	7
20-may	medellot w	0			0	
		1	L1		0	
		2			0	
		3	E1		0	
		4	E2, E3, E4		0	
		total			0	6
21-may	medellot w	0			0	
		1	L2		0	
		2		E0	1	
		3			0	
		4	E5	E2	1	
		total			2	5
22-may	medellot w	0			0	
		1		i7, k7, L1, L2	4	
		2		E0	1	
		3		E1	1	
		4			0	
		total			6	6
23-may	medellot w	0			0	
		1		i7, k0, k4, k7, L1, L2	6	
		2		E0	1	
		3			0	
		4	E6		0	
		total			7	8
03-jul	medellot w	0			0	
		1	L3, L4, L5, L7		0	
		2	E7, E8, L6		0	
		3			0	
		4	M0		0	
		total			0	11
04-jul	medellot w	0			0	
		1	L8, L9, N0	L3, L4, L7	3	
		2	M2	E8, L6	2	
		3	M1		0	
		4			0	
		total			5	10
05-jul	medellot w	0			0	
		1		L5, L7, L8 N0	4	
		2		E8, L6	2	
		3			0	
		4		M0	1	
		total			7	10

mitjana al mateix refugi de 16 dies, amb un màxim de 131 dies.

DISCUSSIÓ

Enguany s'ha observat un augment en el nombre total d'individus trobats a les illes Medes respecte a l'any anterior, cosa que deixa l'any 2000 amb el valor 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, sembla confirmar-se que la població de llagostes de les Illes al setembre gira al voltant de la centena d'individus. Tot i això, la línia de tendència té un pendent negatiu, malgrat que aquesta dada no és significativa caldrà continuar els censos al llarg dels propers anys per poder fer una anàlisi estadística robusta que permeti establir la tendència de forma significativa.

El lleuger augment de la proporció d'individus grans en referència a l'any passat (60,82% d'im-maturs enfront del 67,5 % de l'any anterior i 19,59% de grans enfront del 13,75% de l'any anterior) no representa un canvi substancial en la capacitat reproductiva de la població.

Treballs fets a Austràlia, el mar Carib i Nova Zelanda, amb llagostes d'altres espècies han demostrat una correlació entre el reclutament d'un any i les captures d'adults en els anys següents (Phillips 1986). Tot i que no hi ha cap estudi que demostrï aquesta correlació en el cas de *Palinurus elephas*, les dades dels censos a les illes Medes són coherents amb la hipòtesi que aquesta correlació també existeix en la llagosta vermella; així, l'increment d'individus de talla 2 d'enguany es podria relacionar amb el fort reclutament que es va detectar els anys 1998 i 1999, ja que aquells individus són els que enguany es troben entre els 15 i 20 cm de LT; caldria, però, estendre aquest estudi per confirmar la correlació entre el reclutament i el nombre d'individus més grans en els anys successius.

A la zona de la Pota del Llop s'han tornat a observar molts individus –25– en la seva part més fonda –entre 40 i 50 metres–. Al Medellot s'hi han comptat també un gran nombre de llagostes –21–, sobretot a la part més fonda –entre 35 i 40 m–. El Montnegre continua presentant un nombre molt baix d'individus. Aquestes variacions en les diferents zones d'un any respecte a l'altre semblen episodis normals de desplaçaments de les llagostes, tot i que sembla que aquestes tinguin major afinitat per uns llocs determinats sense

que, a priori, puguem establir quins factors fan més atractiu un lloc que un altre i què els fa canviar de preferència: la disponibilitat d'aliment, la pressió de depredació, l'excessiva freqüentació de visitants o algun altre factor desconegut.

Efecte reserva

Les variacions del nombre d'individus detectades en estudis de marcatge i 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. Un temps de residència mig de 16 dies, amb un màxim de 131 dies, en l'Àrea Protegida no és suficient per protegir una espècie els individus de la qual poden tenir una longevitat de 20 anys.

El temps mig de residència indica que les llagostes passen poc temps en una mateixa zona cosa que fa molt probable que entrin i surtin amb facilitat de l'Àrea Protegida. Calen estudis de marcatge i recaptura amb marques permanents seguint la metodologia clàssica de pesqueries, complementada amb el seguiment d'alguns individus mitjançant telemetria per establir les distàncies recorregudes per les llagostes durant les sortides nocturnes i en les seves migracions i determinar la capacitat de moviments d'aquesta espècie.

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 depredadors 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'im-maturs, 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'escafandriste, 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.

Amb les dades actuals no podem discriminar els efectes de la predació dels de les molèsties causades pels escafandristes. Probablement la causa del fracàs en la recuperació de la població de llagostes sigui una combinació de factors el principal dels quals sigui la pesca fora de la reserva. De tota manera, la distribució dels individus en fondària apunta que també hi ha un efecte distorsionador significatiu dins de l'Àrea Protegida ja que en zones de la costa menys freqüentades i amb menor nombre de predadors, hi ha llagostes adultes a poca fondària.

A la vista d'aquests resultats continua sent 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. L'episodi observat al setembre del 2000, coincidint amb una gran afluència de vaixells de centres turístics d'immersió demostra que hi ha un destorb directe a l'espècie per agressió per part d'alguns escafandristes (veure memòria de l'any 2000).

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.

BIBLIOGRAFIA

- Cole, R.G., T.M. Ayling & R.G. Creese, 1990. Effects of marine reserve protection at Goat Island, northern New Zealand. *N.Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, 24: 197-210.
- 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.
- Marin, J, 1985. La langouste rouge: biologie et exploitation. *Pêche maritime*, 64: 105-113
- 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*. *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 2126-2130.
- Phillips, B.F., J.S. Cobb & J. Kittaka (eds.) 1994. *Spiny lobster management*. Blackwell Scientific Publications, London. 550 pp.

SEGUIMENT DE LA POBLACIÓ DE MEROS (*Epinephelus marginatus*) I D'ALTRES ESPÈCIES VULNERABLES DE LES ILLES MEDES I LA COSTA VEÏNA PARCIALMENT PROTEGIDA (1991-2001).

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

Els peixos no són l'únic que hi ha al mar, però sí quasi l'única cosa que ha interessat als homes des de sempre. El valor dels peixos com a font d'aliment o de comerç s'ha traduït en una persecució implacable, que en el cas de les espècies litorals (què eren les més accessibles) es remonta probablement al Neolític (Desse i Desse-Berset, 1998). En l'actualitat podem dir sense por d'exagerar que totes les costes del món mostren evidències de sobre-pesca (Dayton, 1998) i els stocks de peixos de les espècies més valuoses mostren símptomes d'exhauriment quan no es troben francament al marge de l'extinció. La costa mediterrània no n'és una excepció sinó, possiblement degut a l'antiguetat de les seves civilitzacions, un dels exemples més notables (llibre de Harmelin).

Les Reserves Marines o Àrees Marines Protegides (PMA) han demostrat ser una eina adequada per abordar els problemes d'exhauriment de les poblacions de peixos allà on altres mètodes més clàssics de gestió, com la regulació de l'esforç o de les talles mínimes de captura, han fracassat reiteradament (Bonshack, 1990; Roberts i Polunin, 1991; Castilla, 2000; Roberts et al., 2001). Tanmateix, tot i que les evidències a favor de l'efecte positiu de les Reserves Marines per la recuperació de les densitats, les talles i la biomassa globals dels peixos sobrepesats són abasagadores (veure per una revisió) no falten les veus discordants (García-Charton, 1999). Possiblement en els casos de fallida en la detecció d'efectes positius de les reserves marines sobre la ictiofauna concorren deficiències en la "condició experimental" de protecció de la Reserva estudiada, com p.e. espai no vigilat, incumpliment de la legislació, declaració de la reserva massa recent, manca d'hàbitats

adequats, etc. Però sobretot resulta lamentable que la majoria d'aquests estudis basin les seves conclusions en observacions de molt curta durada (generalment d'un o uns pocs anys) quan és en la evolució temporal de les poblacions on l'efecte de la protecció és fa més palès. A més, no cal esperar tobar un efecte beneficiós de les Reserves sobre tots els elements de la ictiofauna, sinó primordialment sobre les espècies més apreciades i perseguides; i dintre d'aquestes sobre les que tenen un comportament més arrelat al fons (espècies demersals) i un cert grau de sedentarietat. Estem parlant de les espècies que constitueixen l'objectiu de les pesques artesanals de costa amb palangre i tresmall, i encara més clarament les espècies diana dels caçadors submarins; el que nosaltres hem anomenat espècies vulnerables a la pesca (García-Rubies, 1997): escòrpora, mòllera, dorada, llobarro, sargs, dèntol, pagre, corball, i com espècies emblemàtiques entre totes les diferents espècies de meros.

Al seguiment del patrimoni natural de les Illes Medes hem volgut tenir compte d'aquests dos aspectes. L'avaluació de l'ictiofauna està centrada en set de les més conspicües espècies vulnerables, i en especial en el mero *Epinephelus marginatus*. A més l'avaluació gaudeix del crèdit de la repetició temporal. Les Illes Medes, que varen aportar una de les primeres evidències mediterrànies de l'efecte positiu de les Reserves Marines sobre la ictiofauna (García-Rubies i Zabala, 1990), compten, ara que es compleixen deu anys del seguiment del seu patrimoni submergit, amb una de les sèries més llargues i millor documentades de totes les reserves marines europees.

Si no des de criteris purament conservacionistes, des del camp de la gestió pesquera hom espera de la Reserva Marina la capacitat d'exportar

part de la biomassa que acumulen cap a les zones circumdants on podrà ser pescada. Aquest efecte de “spill-over” (Bonshack, 1998), tot i ser presumible quan es consideren els forts gradients de biomassa íctica existents entre l’interior i les zones circumdants de les Reserves, ha resultat molt difícil de demostrar experimentalment (Roberts et al., 2001). La immediata costa no protegida del Montgrí i, des de 1990, la creació en ella (entre les puntes del Molinet i la Punta de les Salines) d’un sector de reserva parcial per que actués com a “corredor” per fomentar aquest “spill-over” ens brinda una oportunitat experimental inmillorable. En el cas particular del mero, que des de 1996 sabem es reproduïx anualment a les Medes (Zabala et al., 1997) sent potser aquest l’únic punt de reproducció efectiva de tota la nostra àrea, resulta d’especial interès l’estudi demogràfic que ha de permetre detectar l’aparició de juvenils així com els moviments migratoris de les diferents classes de talla/edat. Per això, des de 1994 vàrem decidir expandir el seguiment anual a aquesta zona de reserva parcial (Molinet-Pta. Salines) i des de 1999 a la zona immediata de costa no protegida (sector Illa del Dui-Cap d’Ultrera), punts dels que ja teníem controls puntuals prèvis a la declaració de reserva de 1990.

Finalment, cal afegir que el seguiment de totes aquestes poblacions té un altre interès des de la perspectiva de la gestió, en la mesura que permet tenir un punt de referència per avaluar l’existència de furtivisme en els diferents àmbits de protecció i la seva magnitud (en aquest sentit, vegeu l’informe corresponent a l’any 1997).

OBJECTIUS

Els objectius concrets d’aquest estudi no varien dels dels anys precedents. Així, pel que fa a la població de meros, del que es tracta és de comprovar quina és la densitat i l’estructura demogràfica (talles) de la població i llur l’evolució temporal, tant a la reserva estrictament protegida de les Medes com a la reserva parcial i a la zona immediata no protegida.

L’estudi també compren altres sis espècies altament vulnerables que, per tant, són molt poc freqüents en zones on la pesca és lliure (GARCIA-RUBIES, 1997). Són aquestes 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*). El seguiment de l’evolució de llurs poblacions queda plenament justificat tenint en compte que totes elles són, com els meros, bones indicadores de l’anomenat “efecte reserva”, que no és altra cosa que la manca d’exploració en una zona protegida. A més, les dades obtingudes des de 1992 representen una bona base a partir de la qual comparar l’evolució d’altres zones protegides totalment o parcial de recent creació (cas, per exemple, del Cap de Creus).

Hom considera particularment interessant mantenir el seguiment de l’evolució de la zona de protecció parcial que es troba entre el Molinet i la Punta Salines. La inclusió en el seguiment, des de 1998, de la zona no protegida (de la Punta Salines al cap d’Ultrera), a més de a la búsqueda d’evidències d’un efecte de “spill-over”, obeeix a la necessitat d’un punt de referència (o control) per a comprovar quin és l’efecte específic de la caça submarina (la única prohibida en la zona) sobre les poblacions de les espècies esmentades. La comparació entre ambdues zones pot ser molt esclaridora a l’hora d’esbrinar quin és l’efecte real de la protecció parcial endegada a la zona Molinet-Pta. Salines que és objecte de seguiment anual des de 1994.

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. Els inventaris, tot i desenvolupar-se de forma contínua estàn dividits en zones i en subunitats de fraccions de temps uniforme (10 minuts). La presa de dades segueix les pautes habitualment emprades en aquest seguiment; és a dir: l’observador es desplaça nedant lentament, aproximadament a 1m del fons, inspeccionant tots els caus del fons, i cobrint visualment una amplada mínima d’uns 10 m, a banda i banda de l’eix central del recorregut. 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, a partir de referències del fons. 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).

S'han estat efectuats 4 recorreguts repetits a la zona del Tascó Petit-Carall Bernat (TCB) i les Ferranelles-Tascó Gros (FETG), que fou a on, en l'inici del seguiment (1991) es comprovà una més elevada densitat d'exemplars; aquest recorreguts repetits són complementats per una sèrie de 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).. 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 cosa es mostra fins a 8 vegades per any. El nombre de meros d'aquest sector (CBTG) en cada cens ha estat promitjat per a cada dia a fi d'igualar el nombre de comtatges 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.

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.

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).

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.

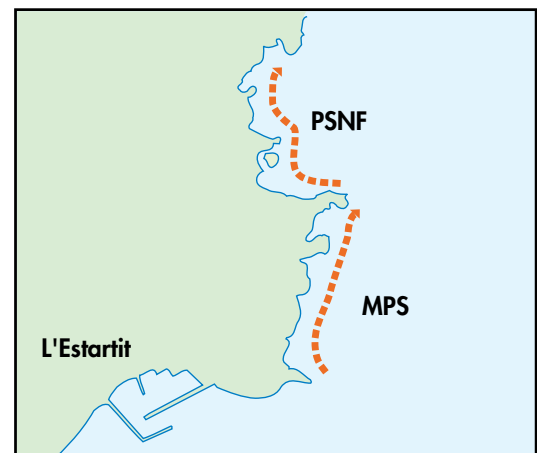
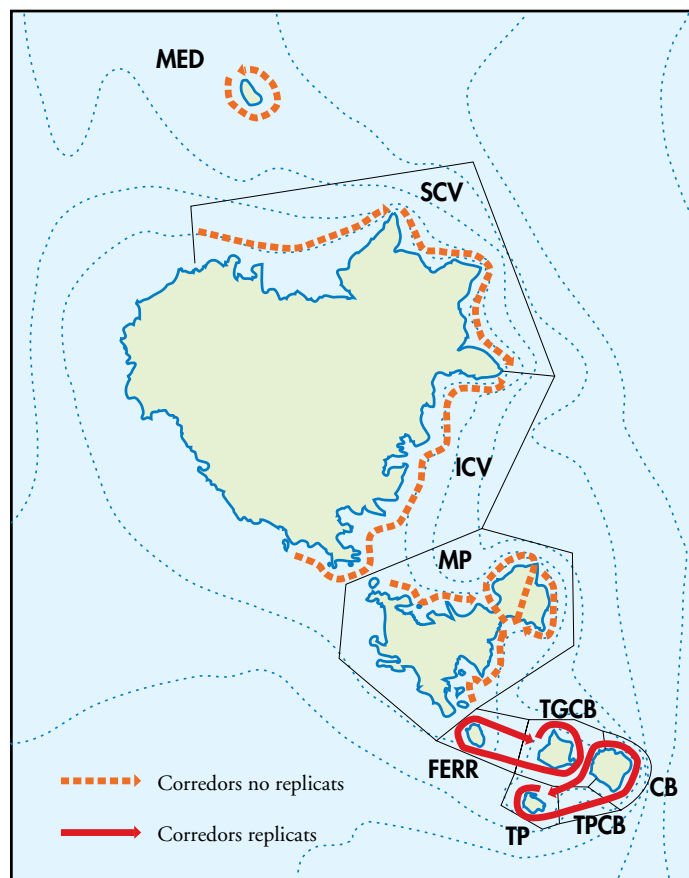


Figura 1. Localització dels corredors de recompte de meros i altres peixos vulnerables. SCV: Salpatxot-Cova de la Vaca; ICV: Infern-Cova de la Vaca; MP: Meda Petita; FETG: Ferranelles-Tascó Gros (dividit en els sectors FERR: Ferranelles i CBTG: Carall Bernat-Tascó Gros); TCB: Tascons-Carall Bernat (dividit 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).

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 estudiat 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 permet comparar les diferències entre anys consecutius, o parelles d'anys, mitjançant una anàlisi de comparació de freqüències de Kolmogorov - Smirnov (SOKAL i ROHLF, 1979; ZAR, 1984.).

Com ja ha estat esmentat, enguany també s'ha inclòs l'estudi de les mateixes espècies a la zona parcialment protegida del Molinet (del Molinet a la Punta Salines) i la zona no protegida compresa entre la Punta Salines i el Cap d'Ultrera (Figura 2). En ambdues zones s'han efectuat 4 censos d'una hora, en dos sectors per zona, que degut al baix nombre d'individus s'han agrupat en un sol recorregut per zona, 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 1) entre elles i 2) amb 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 Cap d'Ultrera han estat comparades amb una anàlisi de la variança mixta de dos factors: protecció i 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 variàncies (UNDERWOOD, 1998). El programa utilitzat per a realitzar tots els càlculs ha estat el paquet estadístic STATISTICA (StatSoft®, 1995).

RESULTATS

Després de promitjar els censos de les zones que han estat replicades durant quatre dies successius (TCB i FETG), i d'afegir-hi els exemplars observats en els recorreguts únics (MP, ICV i SCV) hom obté un total de 187 exemplars, la xifra més alta mai observada (Figura 2), i força superior a la dels darrers anys (133 el 1997, 115 el 1998, 122 el 1999 i 145 el 2000). L'increment de 46 meros respecte de l'any 2000 és força sensible i no sembla que es pugui atribuir, només, a variacions inherents a la presa de dades. Les zones que presenten un increment més notable respecte d'anys anteriors són la dels Tascons-Carall Bernat (TCB), amb 14 meros més; la Meda Petita (MP), que presenta 13 exemplars més, i la del Salpatxot-Cova de la Vaca (SCV), a on han estat observats 16 meros més que l'any 2000 (Taula 1). El nombre de meros a la zona de les Ferranelles-

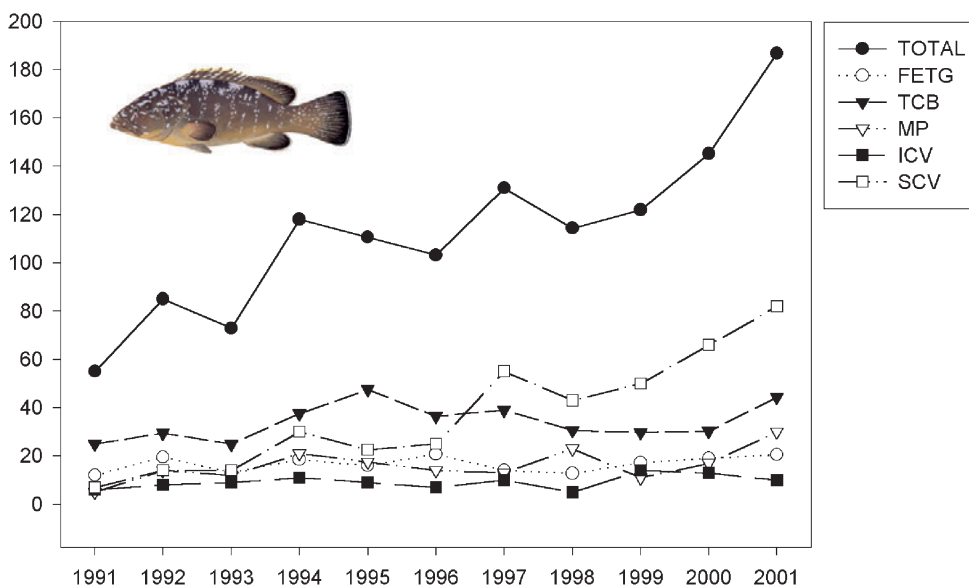


Figura 2. Els meros han arribat al nombre màxim observat d'ençà que s'inicià el seguiment. Les zones que han experimentat un augment considerable han estat SCV, MP, que assoleixen llur màxims, i TCB, que pràcticament iguala el valor màxim, assolit l'any 1995 (en aquesta figura i la resta: FETG= Ferranelles-Tascó Gros; TCB: Tascons-Carall Bernat; MP: Meda Petita; ICV: Infern-Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot-Cova de la Vaca).

Taula 1. Nombre de meros observats en els recorreguts efectuats a les illes Medes des de 1991. Les dades mitjanes i de desviació típica (sd) corresponen als recorreguts repetits (z.r.) a les zones dels Tascons- Carall Bernat (TCB) i les Ferranelles – Tascó Gros (FETG). Les dades instantànies provenen dels recorreguts únics de la Meda Petita (MP), de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV) i del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV).

Any	FETG	sd	TCB	sd	Total (z.r.)	Sd	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
2001	20,5	3,11	44,25	7,98	64,75	8,03	4
	MP	ICV	SCV	TOTAL			
1991	5	6	7	55,00			
1992	14	8	14	85,00			
1993	12	9	14	72,88			
1994	21	11	30	118,00			
1995	—	—	—				
1996	14	7	25	103,25			
1997	13	10	55	131,00			
1998	23	5	43	114,38			
1999	11	14	50	122,00			
2000	17	13	66	145,25			
2001	30	10	82	186,75			

Taula 2. Anàlisi de la variància entre el valors mitjans anuals de meros als recorreguts repetits TCB i FETG (les dades d'ambdós recorreguts han estat agrupades i transformades logarítmicament) i resultats de les comparació post-hoc de Newman-Keuls entre parelles d'anys (les diferències significatives en negreta).

	SS	g.l.	MS	F	p				
Any	0,948	9	0,105	7,473	0,000				
Error	0,381	27	0,014						
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992									
1993	0,025								
1994	0,443	0,002							
1995	0,075	0,000	0,374						
1996	0,399	0,001	0,784	0,287					
1997	0,635	0,006	0,554	0,227	0,659				
1998	0,356	0,111	0,070	0,005	0,049	0,172			
1999	0,600	0,046	0,272	0,030	0,220	0,483	0,394		
2000	0,966	0,034	0,320	0,060	0,320	0,391	0,486	0,835	
2001	0,046	0,000	0,340	0,734	0,340	0,174	0,002	0,017	0,039

Tascó Gros (FETG), es manté al voltant dels 20 exemplars, un valor similar al de l'any 2000, mentre que la zona de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV) és l'única que presenta una certa dis-

minució (3 exemplars menys) respecte de l'any 2000. Agrupant les dades de les zones en les que han estat fets comptatges repetits, i comparant els promitjos amb els d'anys anteriors mitjançant

Taula 3. Resultats del test de la χ^2 (valors observats vs. valors esperats) entre anys del nombre de meros anual en els diferents recorreguts efectuats a les illes Medes (***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; *: n.s.: diferència no significativa).

E/O	1991	1992	1993	1994	1996	1997	1998	1999	2000
1991	—								
1992	29,36 ***	—							
1993	18,38 **	3,30 ns	—						
1994	140,71 ***	25,13 ***	34,21 ***	—					
1996	74,32 ***	10,51 *	19,47 ***	4,92 ns	—				
1997	352,78 ***	125,25 ***	128,36 ***	25,12 ***	39,72 ***	—			
1998	251,42 ***	62,36 ***	73,27 ***	12,14 *	23,35 ***	14,72 **	—		
1999	286,21 ***	97,98 ***	20,60 ***	20,60 ***	34,48 ***	5,31 ns	25,21 ***	—	
2000	539,44 ***	196,94 ***	200,93 ***	45,74 ***	74,24 ***	8,08 ns	29,74 ***	8,65 ns	—
2001	1019,4 ***	383,55 ***	433,89 ***	137,98 ***	183,44 ***	110,16 ***	124,29 ***	124,97 ***	99,97 ***

Taula 4. Estadístiques de l'estructura de talles anual dels meros de les illes Medes (Longitud total (Lt.) en cm).

	Lt. mitjana	Sd	Lt. mediana	N	Lt. min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1991	70,35	21,70	70	55	35	130	95	0,44
1992	73,66	18,83	75	263	24	120	96	0,03
1993	72,70	18,73	70	245	40	110	70	0,16
1994	70,79	19,21	70	312	35	110	75	0,12
1995	66,55	19,40	65	286	35	110	75	0,45
1996	65,03	19,01	63	303	32	110	78	0,33
1997	65,03	19,77	60	316	35	120	85	0,44
1998	68,54	18,91	65	325	30	120	90	0,77
1999	65,97	19,51	60	291	24	120	96	0,78
2000	65,94	17,06	65	313	35	110	75	0,55
2001	67,25	18,18	65	401	30	110	80	0,60

una anàlisi de la variància, el nombre mig de meros en aquesta zona és significativament diferent en funció dels anys (Taula 2); les comparacions *post-hoc* de Newman-Keuls entre parelles d'anys indiquen que el nombre mig de peixos és significativament superior respecte de l'any 2000 i de tots aquells anys en què s'observaren les densitats més baixes (1992, 1993, i de 1998 al 2000). No hi ha, però, diferències significatives entre el valor mig l'any 2001 i els dels anys en què s'assoliren les densitats més elevades (de 1994 a 1997).

Enguany, la distribució dels meros a les illes Medes és significativament diferent a la que fou observada l'any 2000 (Taula 3). Aquestes variacions significatives semblen ser la norma entre anys, excepte en algunes comparacions de parelles d'anys consecutius o, en qualsevol cas, molt propers en el temps (1992-1993, 1994-1996, i 1997-1999). L'evolució de la població de meros a cadascuna de les zones, en percentatges, mostra una tendència cap a la progressiva colonització dels espais que al començament del seguiment (1991) es trobaven més despoblats. És a dir, que

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, aquesta zona, tot i mantenir un nombre superior de meros en termes absoluts, representa només el 35% del total de meros observats a les Medes; en canvi, al sector que va del Salpatxot a la Cova de la Vaca s'hi troben el 44% de tots els meros, valor que contrasta amb el 13% observat l'any 1991. L'actual percentatge de meros a la zona del Salpatxot a la Cova de la Vaca s'adiu millor amb la superfície d'aquesta àrea que és la més extensa de les estudiades; en tot cas, es constata que la densitat de meros segueix sent molt superior a la zona compresa en els recorreguts repetits dels Tascons - Carall Bernat - Ferranelles.

Evolució de les talles i les edats

La talla mitjana dels meros de les Medes presenta un cert augment respecte dels anys immediatament anteriors (Taula 4), si bé l'increment no és excessivament notable si hom tèn en compte que les mides dels exemplars han estat estimades

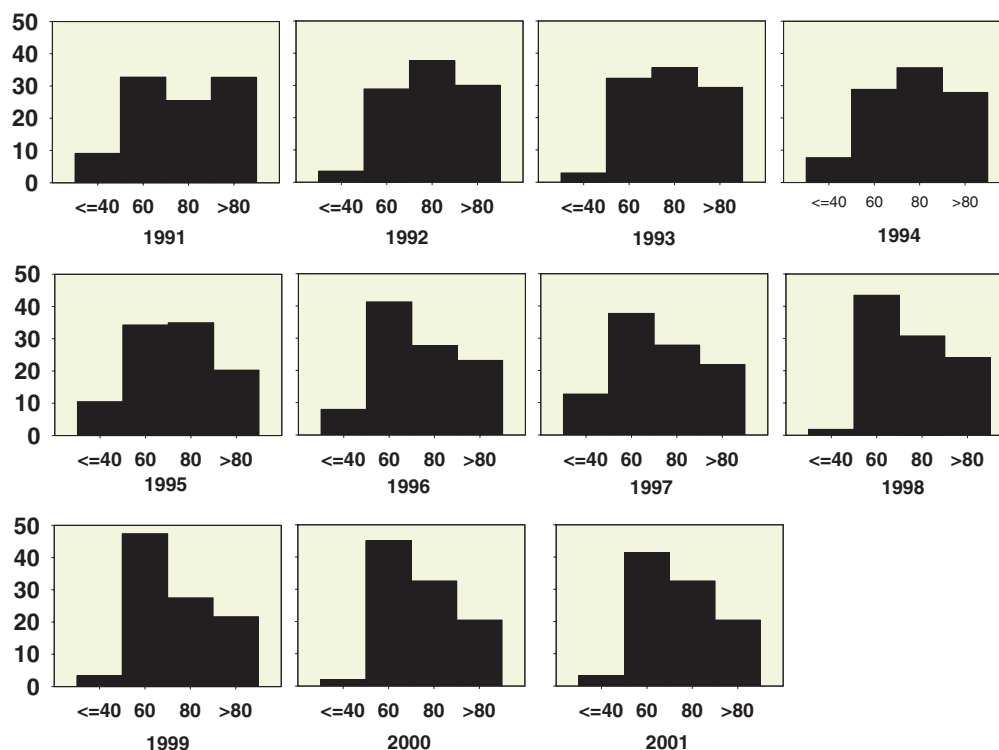


Figura 3. L'estructura estimada de talles de la població de meros de les illes Medes (agrupada de 20 en 20cm) sembla mantenir-se força similar des de 1995.

Taula 5. Resultats del test de Kolmogorov-Smirnov entre l'estructura de talles anual dels meros observats a les illes Medes.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
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.	
2001	n.s.	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	n.s.	p< 0.01	p< 0.01	n.s.	n.s.	n.s.

visualment. L'estructura de talles, en classes de 20cm, romàn força constant respecte de l'any 2000 i el 1999. Els exemplars petits ($L_t < 40$ cm) segueixen éssent escadussers i el biaix de la distribució de talles respecte a la mediana és clarament positiu vers les talles grans. La raó de l'increment de la talla mitjana es deu, sobretot, al lleuger increment del grans exemplars ($L_t > 80$ cm) a la població (Figura 3). Els grans exemplars (femelles d'entre 60 i 80 cm i grans femelles i mascles potencials de més de 80cm) integren més de la meitat de la població de meros de les illes Medes. La talla màxima observada ha estat de 110 cm i la mínima de 30, mentre que la mediana es manté en el 65cm, com a l'any 2000. La constàn-

Taula 6. Edat mitjana anual i desviació típica (Sd) 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
2001	9,9	6,9	401

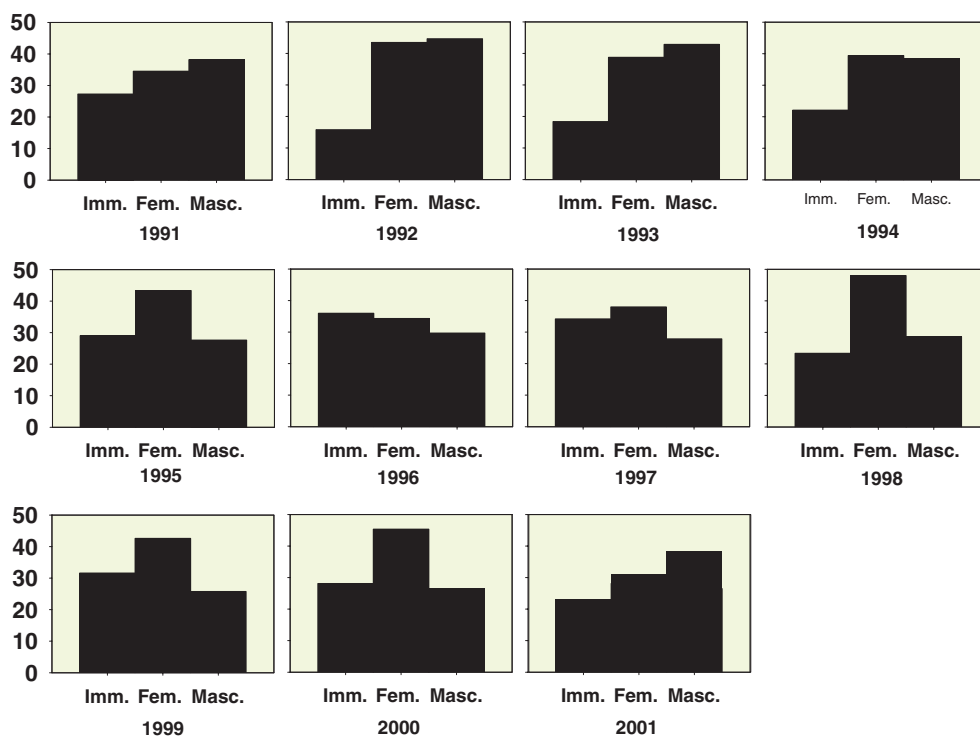


Figura 4. L'estructura demogràfica dels meros observats a les illes Medes es veu dominada pels individus d'entre 5 i 8 anys (femelles potencialment madures), mentre que l'importància dels individus joves (de fins a 5 anys) i de mascles potencials (més de 8 anys) romanen sensiblement similars. La diferència de l'estructura d'edats observada enguany contrasta amb les que foren constataades al començament del seguiment, dominades per individus de més de 8 anys.

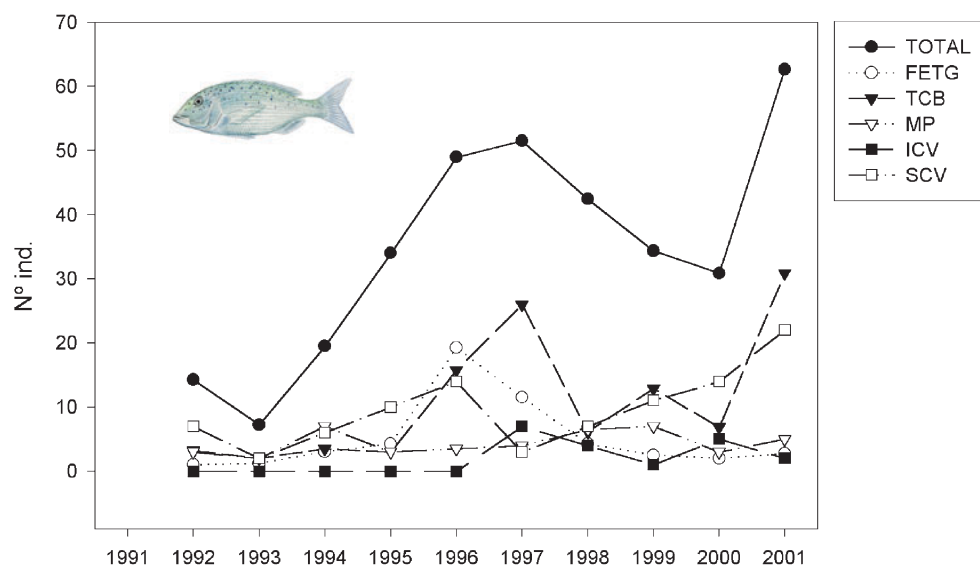


Figura 5. Els déntols assoleixen, enguany, l'abundància màxima a les illes Medes, després d'uns anys de presentar una tendència negativa. Els recorreguts TCB i SCV són els que presenten els increments més importants (les dades d'abundància total dels anys 1995 i 1998 són interpolades, ja que només es varen mostrejar els recorreguts repetits FETG i TCB).

cia de la distribució de talles es fa palesa en la comparació de talles mitjançant la prova de Kolmogorov-Smirnov (Taula 5) entre parelles d'anys, que no mostra diferències significatives entre el 2001 i els dos anys immediatament anteriors (1999 i 2000).

En ser una mera transformació de les talles, les edats segueixen la mateixa tendència que hom ha observat a les mides, tal i com es pot comprovar a la Taula 6. La distribució d'edats en classes (menor de 5 anys, entre 5 i 12 anys i més de 12 anys) correspon, segons Chauvet, al que seria una estima d'imadurs, femelles potencials i mascles potencials (tenint en compte una edat d'inversió de sexe més avançada, com són 12 anys). La

Figura 4 mostra el canvi que es produí de 1994 a 1996, que es caracteritzà per un notable increment de peixos joves (inmadurs) que passaren a dominar la població en front dels exemplars vells (mascles potencials de més de 12 anys) que fins aleshores havien estat la classe d'edat dominant. L'entrada de peixos joves sembla que s'ha anat atemperant des d'aleshores i, enguany, la distribució és clarament dominada per les femelles madures i els mascles potencials, que constitueixen la segona classe d'edat més freqüent, superant així (per poc i a diferència de l'any 2000) la classe integrada pels exemplars juvenils. Enguany, l'edat mitjana dels meros de les Medes s'estima al voltant dels 10 anys.

Taula 7. Nombre mig, instantani i total de déntols (*Dentex dentex*) observats en els recorreguts repetits i únics a les illes Medes. Les dades mitjanes i de desviació típica (sd) corresponen als recorreguts repetits (z.r.) de les zones dels Tascons- Carall Bernat (TCB) i les Ferranelles – Tascó Gros (FETG). Les dades instantànies provenen dels recorreguts únics de la Meda Petita (MP), de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV) i del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV), que no es varen mostrejar els anys 1995 i 1998.

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	TOTAL (z.r.)	Sd	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	2,00	1,83	6,88	5,27	8,88	4,59	4
2001	2,75	0,96	30,88	25,07	33,63	25,33	4
	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			
2001	5,00	2,00	22,00	62,63			

Evolució de les poblacions de les altres espècies vulnerables

Dèntol (*Dentex dentex*)

El nombre de déntols observat l'any 2001 ha estat el més elevat des que s'inicià el seguiment de la població d'aquesta espècie (Figura 5). L'augment respecte de l'any 2000 és notable i, pràcticament afecta totes les zones, llevat de la de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV) (Taula 7). A les zones en les que han estat fets els recorreguts repetits (FETG i TCB) el nombre mig d'exemplars arriba gairebé al màxim de déntols observats els anys 1996 i 1997. En qualsevol cas, l'anàlisi de la variància (Taula 8) demostra que les variacions anuals són significatives en aquesta zona si bé hom no pot veure una pauta temporal clara. La comparació entre anys aparellats mitjançant el test *post-hoc* de Newman-Keuls demostra que el nombre mig de déntols a la zona mostrada repetidament és més elevat que el que fou observat des de 1992 a 1995, i superior al de l'any 2000 (Taula 8); la densitat mitjana romàn

similar a la dels anys 1996, 1997, 1998 i 1999.

El caràcter relativament gregari dels déntols fa que la distribució d'aquesta espècie sigui força heterogènia d'un any a l'altre. En qualsevol cas, sembla que les zones dels Tascons - Carall Bernat – Ferranelles, situades més al sud i a on es fan els recorreguts repetits, és a on es troba, regularment, més de la meitat dels exemplars de déntols a les Medes. Com en el cas del mero, l'àmplia zona del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV) sembla incrementar, també, la densitat de déntols a mesura que passa el temps, tot i presentar uns alts i baixos força acusats entre anys. Enguany s'ha assolit, en aquesta zona, el nombre màxim de déntols des que s'inicià el seguiment (Figura 5).

La talla mitjana dels déntols presenta una forta davallada respecte del any 2000 i és força similar a la que fou observada l'any 1999 (Taula 9). Sembla, doncs, que la talla mitjana tendeix a disminuir respecte dels primers anys del seguiment, una tendència que s'inicià el 1996. La mediana, que se situa en els 40 cm, coincideix amb la que fou observada l'any 1999. Ambdós valors són els més baixos de tot el seguiment. L'estructura de

Taula 8. Resultats de l'anàlisi de la variància entre els valors mitjans anuals de déntols als recorreguts repetits TCB i FETG (dades agrupades i transformades logarítmicament), i resultats dels tests post-hoc entre parelles d'anys (les diferències significatives s'assenyalen en negreta).

	SS	g.l.	MS	F	p					
Any	22,472	9	2,497	8,672	<0.001					
Error	7,774	27	0,288							
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	
1992										
1993	0,581									
1994	0,514	0,452								
1995	0,781	0,613	0,991							
1996	0,001	0,000	0,003	0,002						
1997	0,001	0,000	0,003	0,002	0,923					
1998	0,300	0,147	0,557	0,401	0,026	0,032				
1999	0,082	0,031	0,220	0,159	0,094	0,131	0,402			
2000	0,464	0,277	0,696	0,428	0,012	0,014	0,617	0,376		
2001	0,003	0,001	0,012	0,009	0,511	0,728	0,065	0,144	0,038	

Taula 9. Estadístiques anuals de la distribució de talles de déntols a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd.	Lt. mediana	N	Lt. min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	49,03	12,14	45	31	25	70	20	0,35
1993	48,82	9,28	45	17	35	60	17,5	-0,01
1994	49,88	12,61	50	39	25	85	16	0,35
1995	51,67	10,05	50	36	35	80	10	0,48
1996	46,54	9,38	47	154	18	60	15	-0,76
1997	47,70	9,96	47	173	10	70	12,2	-0,06
1998	47,08	9,81	45	61	22	65	13,5	-0,41
1999	42,43	8,38	40	95	20	70	5	0,50
2000	46,91	11,19	45	67	27	80	12	0,73
2001	42,82	8,71	40	165	22	70	48	0,83

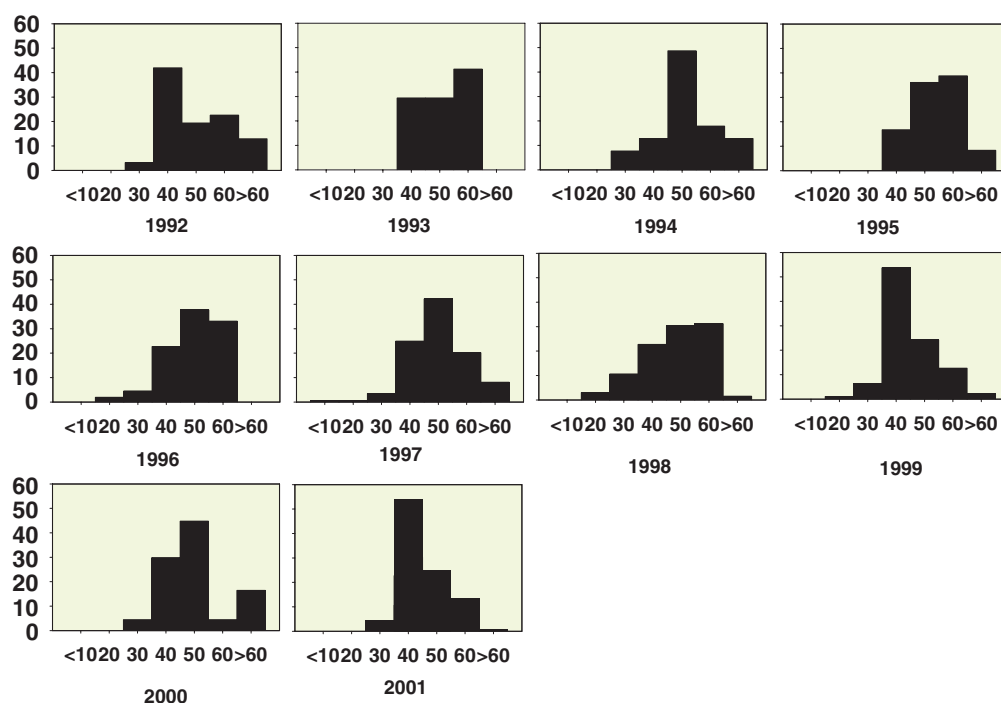


Figura 6. L'estructura de talles dels déntols presenta importants variacions anuals; el caràcter gregari de l'espècie, que acostuma a formar moles laxes d'exemplars de mida similar, n'és el responsable.

Taula 10. Resultats del test de Kolomogorov-Smirnov. Comparació entre l'estructura de talles anual dels déntols de les illes Medes.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
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	
2001	n.s.	n.s.	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	n.s.	p< 0.001

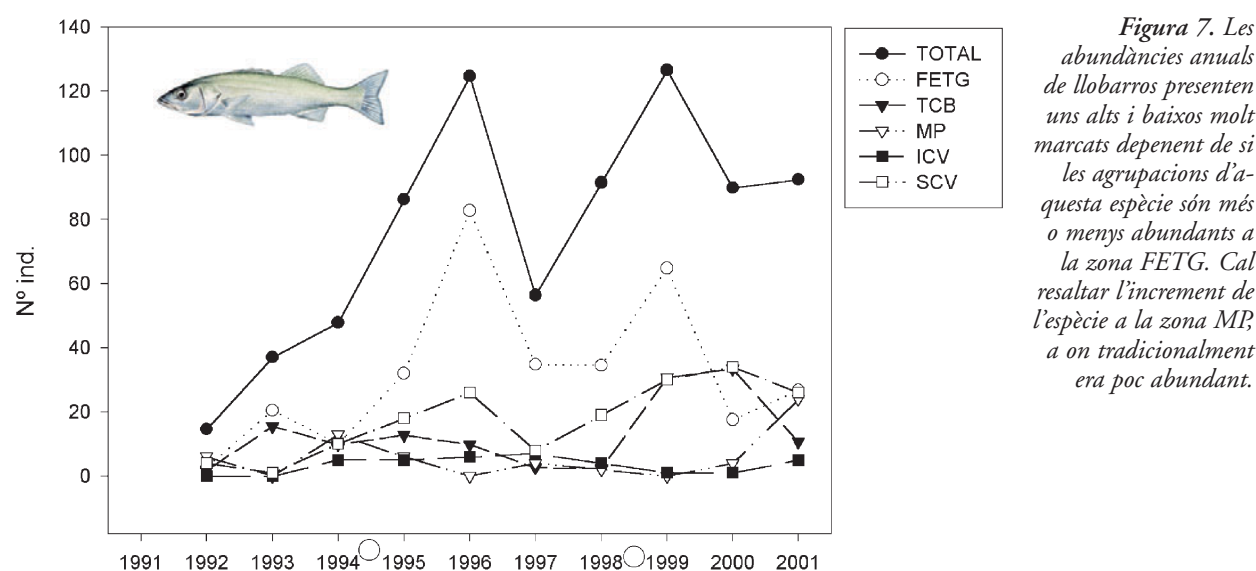


Figura 7. Les abundàncies anuals de llobarros presenten uns alts i baixos molt marcats depenent de si les agrupacions d'aquesta espècie són més o menys abundants a la zona FETG. Cal ressaltar l'increment de l'espècie a la zona MP, a on tradicionalment era poc abundant.

talles presenta unes marcades diferències entre anys que només es poden explicar en base al gregarisme d'aquesta espècie que acostuma a formar moles més o menys laxes, però normalment constituïdes per exemplars de mida similar. El biaix de la distribució és marcadament positiu (envers les talles grosses a partir de la mediana), com en els darrers anys des de 1999. La classe modal de la distribució de talles (agrupades de 10 en 10cm) se situa entre els 30 i els 40cm (Figura 6) éssent l'estructura de talles del tot similar a la de l'any 1999. La talla màxima observada l'any 2001 ha estat de 70 cm, allunyant-se de les màximes que foren observades els anys 94 i 95, i que se situaven en 85 i 80 cm, respectivament.

Llobarro (*Dicentrarchus labrax*)

El nombre de llobarros se situa en uns 92 exemplars, una xifra relativament elevada, però lluny dels màxims que es detectaren en 1996 i 1999, estimats respectivament en 125 i 127

exemplars (Figura 7). En qualsevol cas, l'abundància de llobarros presenta unes pregones oscil·lacions d'un any a un altre, després d'un increment força acusat i continuat entre els anys 1992 i 1996. En general el nombre de llobarros augmenta en la Meda Petita (MP) a on s'assoleix el màxim de tot el seguiment, amb 24 exemplars, i al recorregut de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV), que passa de presentar-ne un de sol, tant el 1999 com el 2000, a 5 en el 2001 (Taula 11). El nombre d'exemplars disminueix, però, a la zona del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV) i als recorreguts replicats dels Tascons – Carall Bernat – Ferranelles (TCB i FETG). Les variacions inter-anuals en aquests darrers sectors són significatives (Taula 12) i, tal com ho demostren les proves *post-hoc*, les diferències són degudes a les baixes abundàncies mitjanes observades els anys 1992 i 1993 respecte de les màximes de l'any 1996 (Taula 12).

La talla mitjana dels llobarros és similar a l'observada l'any 2000, situant-se en valors propers

Taula 11. Nombre de llobarros (*Dicentrarchus labrax*) als diferents recorreguts i total a les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total (z.r.)	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	4
2001	26,75	11,98	10,625	1,49	37,38	13,38	4
	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							
1996	0,00	6,00	26,00	124,63			
1997	4,00	7,00	8,00	56,38			
1998							
1999	0,00	1,00	30,00	126,50			
2000	4,00	1,00	34,00	89,88			
2001	24,00	5,00	26,00	92,38			

Taula 12. Resultat de l'anàlisi de la variància entre els valors mitjans d'abundància de llobarros als recorreguts repetits TCB i FETG (dades agrupades, transformades logarítmicament), i resultats dels tests post-hoc entre anys.

	SS	g. l.	MS	F	p				
Any	26,758	9	2,973	6,746	<0,001				
Error	59,495	135	0,441						
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992									
1993	0,082								
1994	0,014	0,290							
1995	0,008	0,440	0,922						
1996	0,000	0,000	0,016	0,046					
1997	0,000	0,024	0,272	0,292	0,419				
1998	0,010	0,352	0,749	0,948	0,035	0,368			
1999	0,000	0,007	0,131	0,207	0,420	0,651	0,210		
2000	0,011	0,443	0,902	0,843	0,037	0,325	0,910	0,200	
2001	0,000	0,032	0,296	0,190	0,470	0,850	0,367	0,797	0,287

als dels anys 1994, 1995 i 1998, però notablement inferior a les observades el 1992 i 1993, anys en que s'enregistraren les talles mitjanes màximes (Taula 13). La mediana de 40cm es manté inalterable des de 1998, tot i que enguany, la classe modal se situa entre els 40 i els 50cm (Figura 8). El biaix de la distribució és positiu,

però força menys acusat que l'any 2000. La talla màxima, situada en els 70cm, queda lluny de les talles màximes que foren observades els anys 1992 i 1994 (85cm). La comparació de les distribucions de talles anuals produeix, amb poques excepcions, diferències estadísticament significatives. Excepte entre l'any 2000 i els anys 1994 i

Taula 13. Estadístiques de l'estructura de talles anual dels llobarros a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd	Lt. mediana	N	Lt mín.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	50,26	11,37	45	38	35	85	50	1,25
1993	46,72	5,77	50	145	35	65	30	0,03
1994	41,27	7,91	40	112	27,5	85	57,5	2,30
1995	41,74	6,69	40	195	15	70	55	0,61
1996	37,30	4,63	40	436	27	75	48	0,91
1997	37,53	5,95	35	174	30	75	45	2,95
1998	41,69	6,34	40	195	32	70	38	2,21
1999	38,08	7,71	40	509	25	65	40	0,40
2000	41,31	5,95	40	369	28	70	42	1,66
2001	41,40	7,24	40	212	25	70	45	0,53

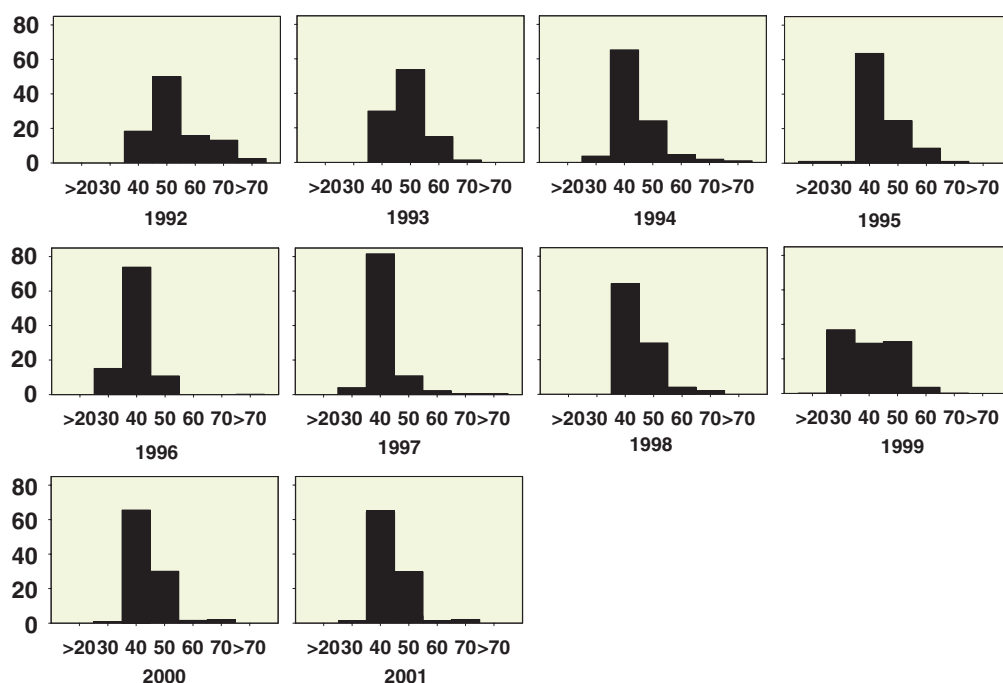


Figura 8. Els llobarros presenten diferències anuals molt marcades de llur estructura de talles; la raó és la mateixa que l'esmentada en el cas del déntol.

Taula 14. Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov entre les distribucions de talles anuals dels llobarros a les illes Medes.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992	—								
1993	p< 0,05	—							
1994	p< 0,001		—						
1995	p< 0,001	p< 0,001	p<0,05	—					
1996	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—				
1997	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—			
1998	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,05	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	—		
1999	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—	
2000	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	p< 0,001	—
2001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,05	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	p< 0,001	p< 0,01

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 sig-

nificatives (Taula 14). Aquestes diferències, més que assenyalar una tendència clara de la població, són degudes a la presència o absència, en els inventaris, de moles integrades per exemplars de mida similar.

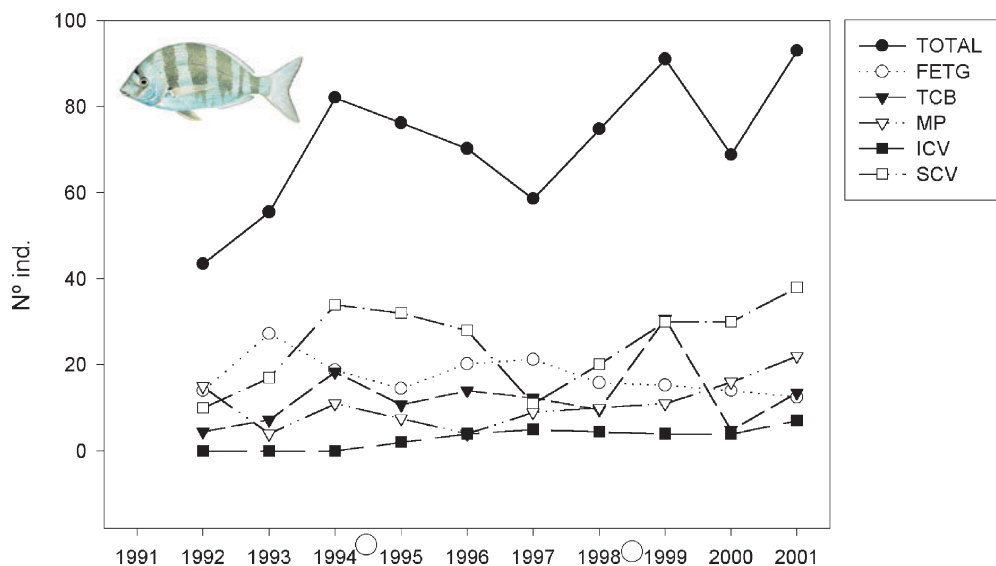


Figura 9. Els sargs soldats o imperials també assolixen enguany l'abundància màxima d'ençà de l'inici del seguiment; llevat de la zona FETG, tota la resta presenten un augment respecte dels anys immediatament anteriors.

Taula 15. Nombre de sargs imperials o soldats (*Diplodus cervinus*) total i als diferents recorreguts a les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total (z.r.)	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	14,00	5,16	4,875	1,44	18,88	6,22	4
2001	12,50	3,42	13,50	6,54	26,00	7,25	4
	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			
2001	22	7	38	93,0			

Sarg soldat o imperial (*Diplodus cervinus*)

El nombre total de sargs soldats observat enguany (93 individus) ha estat el més elevat d'ençà que s'inicià el seguiment (Figura 9). En general el nombre d'individus augmenta a tots els recorreguts (Taula 15) excepte en els repetits a la zona dels Tascons – Carall Bernat – Ferranelles a on l'abundància mitjana (26 exemplars) s'incre-

menta respecte de l'any 2000 (19), però es queda relativament lluny del valor màxim assolit l'any 1999, quan s'arribaren a comptabilitzar fins a 46 sargs soldats en aquesta zona. L'anàlisi de la variància (Taula 16) entre les densitats mitjanes anuals en aquesta zona produeix un resultat significatiu degut a les diferències que s'estableixen entre els valors màxims (que es varen assolir l'any 1999) respecte dels mínims de 1992 i 2000, tal i

Taula 16. Resultats de l'anàlisi de la variància entre les densitats mitjanes de sargs imperials als recorreguts repetits TCB i FETG i comparació post-hoc entre parelles d'anys.

	SS	g. l	MS	F	p					
Any	2,817	9,000	0,313	5,631	0,000					
Error	1,501	27	0,056							
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992										
1993	0,026									
1994	0,012	0,848								
1995	0,079	0,558	0,397							
1996	0,022	0,855	0,718	0,539						
1997	0,022	0,944	0,925	0,480	0,965					
1998	0,271	0,309	0,273	1,000	0,353	0,166				
1999	0,001	0,318	0,240	0,051	0,277	0,382	0,033			
2000	0,935	0,028	0,012	0,155	0,023	0,025	0,323	0,001		
2001	0,179	0,440	0,333	0,998	0,448	0,332	0,981	0,041	0,247	

Taula 17. Estadístiques anuals de l'estructura de talles dels sargs imperials a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd.	Lt. mediana	N	Lt. min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	37,79	5,95	40,00	99	25,00	55,00	30	-0,01
1993	38,32	5,63	40,00	159	25,00	55,00	30	-0,01
1994	38,56	6,11	38,00	205	25,00	65,00	40	0,59
1995	38,11	6,35	38,00	116	20,00	55,00	35	0,25
1996	35,90	5,90	35,00	188	18,00	50,00	32	-0,26
1997	36,40	5,72	36,00	174	18,00	52,00	34	-0,33
1998	39,02	5,58	40,00	138	25,00	57,00	32	0,39
1999	39,27	5,93	40,00	246	15,00	60,00	45	-0,25
2000	37,90	5,45	38,00	147	20,00	50,00	30	-0,46
2001	37,09	5,22	37,00	183	18,00	65,00	47	0,43

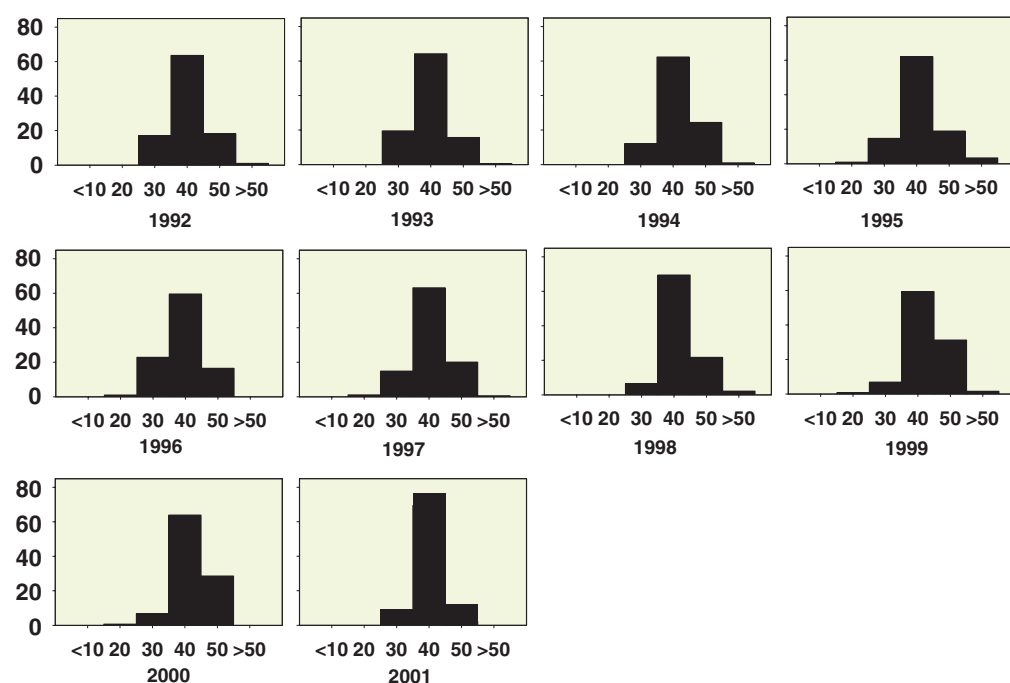


Figura 10. A diferència dels llobarros i els déntols, els sargs soldats presenten una estructura de talles força constant que es caracteritza per una classe modal que se situa entre els 30 i els 40cm. Enguany la classe modal de la distribució és encara més acusada.

Taula 18. Comparació de la distribució anual de talles dels sargs imperials a les illes Medes. Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992	—								
1993	n.s.	—							
1994	n.s.	p< 0,01	—						
1995	n.s.	n.s.	n.s.	—					
1996	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,05	—				
1997	n.s.	p< 0,001	p< 0,01	n.s.	n.s.	—			
1998	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	—		
1999	n.s.	p< 0,05	n.s.	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	—	
2000	n.s.	p< 0,05	n.s.	n.s.	p< 0,05	n.s.	n.s.	n.s.	—
2001	n.s.	p< 0,001	p< 0,05	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0,05	p< 0,001	p< 0,05

com demostren les proves *post-hoc* entre anys aparellats (Taula 16). En qualsevol cas, l'abundància mitjana de sargs soldats a les zones de recorreguts repetits no ha estat pas significativament major que la de l'any 2001 (Taula 16), i es manté significativament inferior a la que fou assolida l'any 1999..

La talla mitjana dels sargs soldats és similar a l'obtinguda l'any 2000, lleugerament inferior a les que s'obtingueren els anys 1998 i 1999, però clarament per sobre dels valors mínims assolits els anys 1996 i 1997 (Taula 17). Agrupades de 10 en 10 cm, l'estructura de talles presenta un reforçament de la classe modal, situada entre els 30 i els 40cm, que integra més del 77% de la població i que es manté inalterable. Això demostraria que, en general, l'estructura de talles del sarg imperial roman bastant similar d'un any a l'altre (Figura 10), tot i que, segons el test de Kolmogorov-Smirnov, les variacions són significatives respecte de l'estructura de talles obtingudes els anys 1993, 1994, 1998 i 1999 (Taula 18). Tot i que la talla

màxima se situa en els 65 cm, hom observa una certa disminució relativa de la densitat dels grans exemplars (d'entre 40 i 50cm) respecte dels anys immediatament anteriors (1999 i 2000) i un lleuger increment dels menors de 30 cm.

Pagre (*Pagrus pagrus*)

El nombre de pagres observats (92) assoleix, de llarg, el valor més alt de tot el seguiment (Figura 11). Cal ressaltar que aquest elevat nombre d'exemplars ha estat observat gairebé exclusivament a la zona de la Meda Petita (89 exemplars), un lloc inhabitual i en la forma de moles d'individus joves. En contrast, a la zona dels Tascos- Carall Bernat- Ferranelles, on la presència d'individus d'aquesta espècie en llocs molt definits dels recorreguts era habitual no ha estat observat ni un sol pagre malgrat les repeticions; a l'àmplia zona del Sapatxot-Cova de la Vaca (SCV) només ha estat comptabilitzat un sol pagre, lluny dels valors màxims d'anys anteriors (Taula 19).

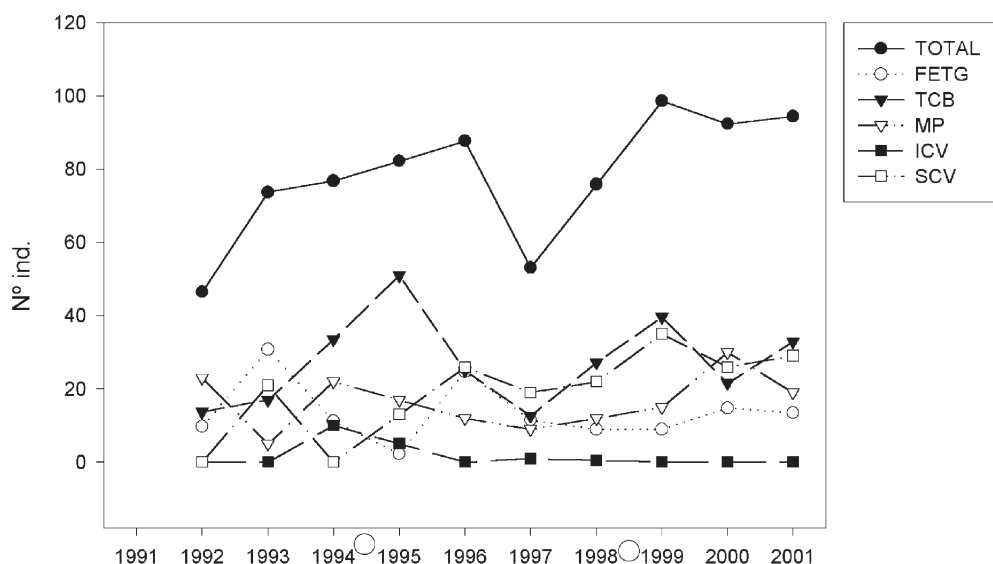


Figura 11. Malgrat de la desaparició de l'espècie en els inventaris FTG i TCB, l'increment dels pagres respecte d'altres anys ha estat espectacular degut a l'observació d'una mola integrada per 89 exemplars a la Meda Petita.

Taula 19. Nombre de pagres (*Pagrus pagrus*) als diferents recorreguts a les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	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
2001	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	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			
2001	89	2	1	92			

Taula 20. Resultat de l'anàlisi de la variància i dels tests post-hoc entre les abundàncies mitjanes anuals de pagres obtingudes als recorreguts replicats (TCB i FETG; dades agrupades, transformades logarítmicament).

	SS	g.l.	MS	F	p					
Any Error	26,77545 134,3466	9,000 243,000	2,975 0,553	5,381	< 0,001					
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	
1992										
1993	0,048									
1994	0,001	0,234								
1995	0,224	0,512	0,050							
1996	0,007	0,563	0,370	0,229						
1997	0,345	0,361	0,019	0,588	0,109					
1998	0,051	0,866	0,243	0,352	0,631	0,309				
1999	0,060	0,990	0,149	0,675	0,317	0,464	0,982			
2000	0,725	0,075	0,002	0,257	0,013	0,296	0,073	0,099		
2001	0,367	0,007	0,000	0,054	0,001	0,114	0,008	0,009	0,422	

En conseqüència, les diferències inter-anuals es fan obviament significatives. Malgrat l'absència de pagres als recorreguts repetits dels Tascons i les Ferranelles, Les diferències de densitat entre l'any 2001 i les dels anys més pobres (1992 i 1997) no són significatives, però si les diferències amb la resta d'anys en que ha estat efectuat el seguiment (Taula 20).

La talla mitjana dels pagres disminueix força respecte de l'any 2000, però se situa clarament per sobre de les obtingudes els anys 1998 i 1999, quan les talles mitjanes disminuïren molt respecte de les que foren observades de 1992 a 1996. La talla mediana de la població disminueix respecte a la de l'any anterior (Taula 21) si bé la talla màxima (40 cm) augmenta, igualant l'ob-

Taula 21. Estadístiques anuals de la distribució de talles dels pagres a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd	Lt. mediana	N	Lt min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	31,18	5,46	30	17	20	40	20	-0,20
1993	29,07	5,10	30	54	18	40	22	-0,25
1994	32,78	6,69	35	88	17,5	40	22,5	-0,88
1995	28,83	5,02	30	18	20	36	16	-0,06
1996	31,20	5,59	32,5	50	10	38	28	-1,57
1997	20,76	5,76	20	33	10	34	24	0,24
1998	17,13	2,16	17	47	15	30	15	4,74
1999	17,35	5,59	16	49	8	40	32	2,45
2000	24,75	7,61	25,5	12	12	35	23	-0,16
2001	20,73	4,12	20	91	8	40	32	0,94

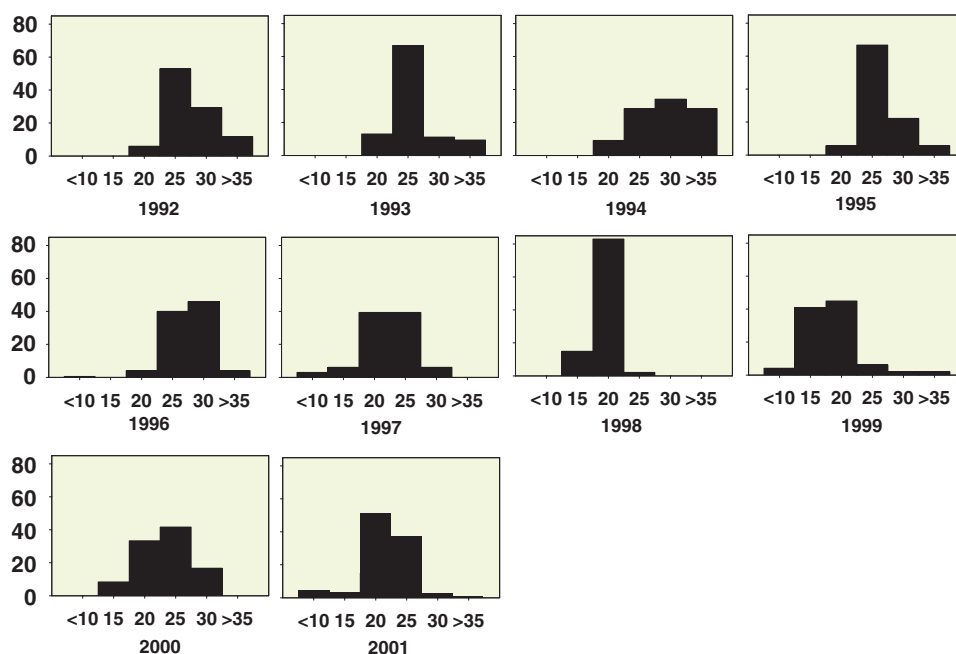


Figura 12. L'estructura de talles dels pagres és molt variable entre anys degut al baix nombre d'exemplars que, tradicionalment, apareixen en els inventaris.

Taula 22. Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov entre la distribucions de talles anuals dels pagres de les illes Medes.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992	—								
1993	n.s.	—							
1994	n.s.	p< 0,001	—						
1995	n.s.	n.s.	n.s.	—					
1996	n.s.	p< 0,01	0,05 *	n.s.	—				
1997	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—			
1998	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—		
1999	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—	
2000	n.s.	n.s.	0,05 *	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0,001	p< 0,01	—
2001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,01	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001

tinguda de 1992 a 1994 i 1999. Com és habitual en l'espècie, l'estructura de talles anual varia notablement, degut, sobretot, al minvat nombre d'individus observat habitualment en els recorreguts i que contrasta amb el gran nombre de pagres d'enguany (Figura 12). La classe modal de la distribució se situa entre els 15 i els

20 cm, presentant un biaix positiu vers les classes de talla més grans; això és degut a la disminució relativa dels exemplars d'entre 20 i 30 cm que són, però, encara força importants en l'estructura de la població. La distribució de talles és significativament diferent a les de tots els anys anteriors (Taula 22).

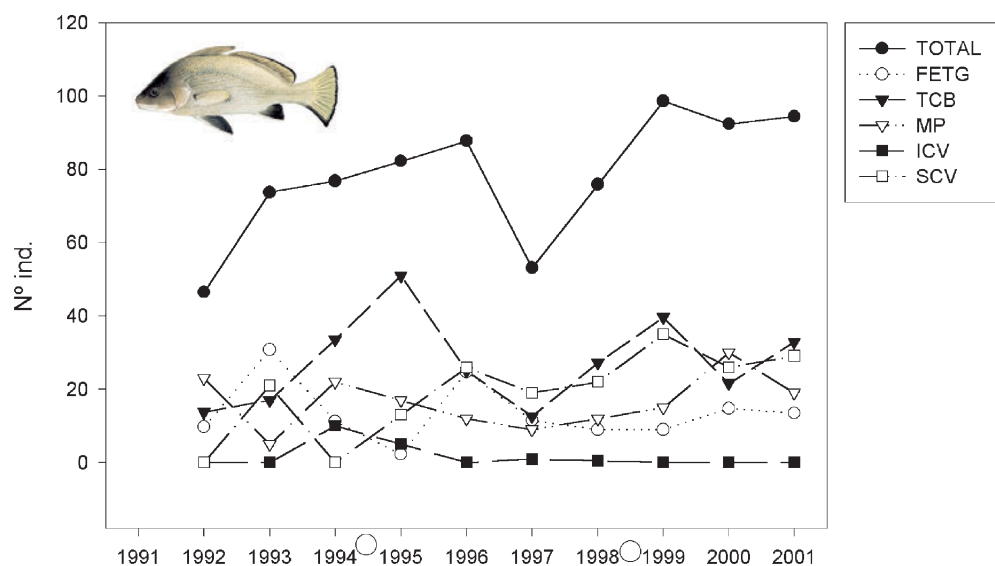


Figura 13. El nombre de corballs es manté força constant en els tres darrers anys (1999-2001).

Taula 23- Nombre de corballs (*Sciaena umbra*) als diferents recorreguts de les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total (z.r.)	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
2001	13,50	10,66	32,88	13,97	48,88	23,22	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			
2001	19	0	29	94,38			

Corball (*Sciaena umbra*)

El nombre de corballs observats enguany (94 exemplars) es manté, si fa no fa, igual als dels anys immediatament anteriors (Figura 13). Respecte a l'any 2000, el nombre de corballs disminueix a la Meda Petita (de 30 a 19), i augmenta en només tres exemplars a la zona del Salpatxot – Cova de la Vaca (SCV), passant de 26 a 29 (Taula 23). Com

ja és habitual, a la zona de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV) no ha estat observat cap corball (en aquesta zona només se'n veieren 10 al 1994 i 1 al 1997). Al recorreguts repetits dels Tascons - Carall Bernat – Ferranelles, les diferències inter-annuals són significatives degut exclusivament, tal i com ho demostren els tests *post-hoc*, a les diferències entre els valors extrems (1992, 1997 vs 1995 i 1997 vs 1999); tanmateix, l'abundància mitjana

Taula 24. Anàlisi de la variància i comparacions post-hoc entre les abundàncies mitjanes anuals dels corballs als recorreguts repetits de TCB i FETG (dades agrupades, transformades logarítmicament).

	SS	g.l.	MS	F	p				
Any	8,886	9	0,987	3,392	0,007				
Error	7,859	27	0,291						
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992									
1993	0,590								
1994	0,336	0,581							
1995	0,045	0,119	0,445						
1996	0,552	0,715	0,828	0,324					
1997	0,367	0,325	0,074	0,006	0,193				
1998	0,470	0,679	0,864	0,423	0,739	0,136			
1999	0,167	0,354	0,614	0,477	0,655	0,028	0,735		
2000	0,675	0,762	0,673	0,176	0,635	0,310	0,696	0,456	
2001	0,326	0,548	0,920	0,550	0,735	0,074	0,682	0,815	0,612

Taula 25. Dades estadístiques anuals de les talles de la població de corballs a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd	Lt. mediana	N	Lt min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	39,11	5,36	40	130	25	60	35	0,46
1993	39,48	5,07	40	217	25	50	25	-0,13
1994	39,13	5,35	40	310	25	60	35	0,20
1995	38,08	6,63	40	358	17,5	65	47,5	0,01
1996	39,62	4,78	40	324	25	50	25	-0,25
1997	36,15	4,46	35	175	25	50	25	-0,20
1998	39,93	3,42	40	256	20	55	35	-0,61
1999	40,31	4,05	40	383	20	60	40	-0,06
2000	38,93	4,72	40	247	24	57	33	0,12
2001	38,51	4,60	40	332	25	50	25	-0,49

Taula 26. Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov entre les distribucions anuals de talles dels corballs a les illes Medes.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992	—								
1993	n.s.	—							
1994	n.s.	n.s.	—						
1995	n.s.	p< 0,05	p< 0,001	—					
1996	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0,01	—				
1997	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—			
1998	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,01	p< 0,001	—		
1999	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	—	
2000	n.s.	p< 0,01	p< 0,001	n.s.	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—
2001	n.s.	p< 0,01	p< 0,001	n.s.	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	n.s.

d'enguany no difereix significativament de la resta de valors anuals (Taula 24)

La talla mitjana dels corballs es maté similar a la de l'any 2000, situant-se lleugerament per sota de les màximes assolides (Taula 25). De fet, l'estructura de talles de la població roman força constant des de 1998 a 2001, tot i que el biaix de

la distribució és lleugerament negatiu (Taula 25). No hi ha diferència significativa entre la distribució de talles obtinguda enguany amb la de l'any 2000 (Taula 26). La mediana, que se situa en els 40cm, es manté constant d'ençà que es començà el seguiment, llevat de l'any 1997, en què s'establí en 35cm. La classe modal de la fre-

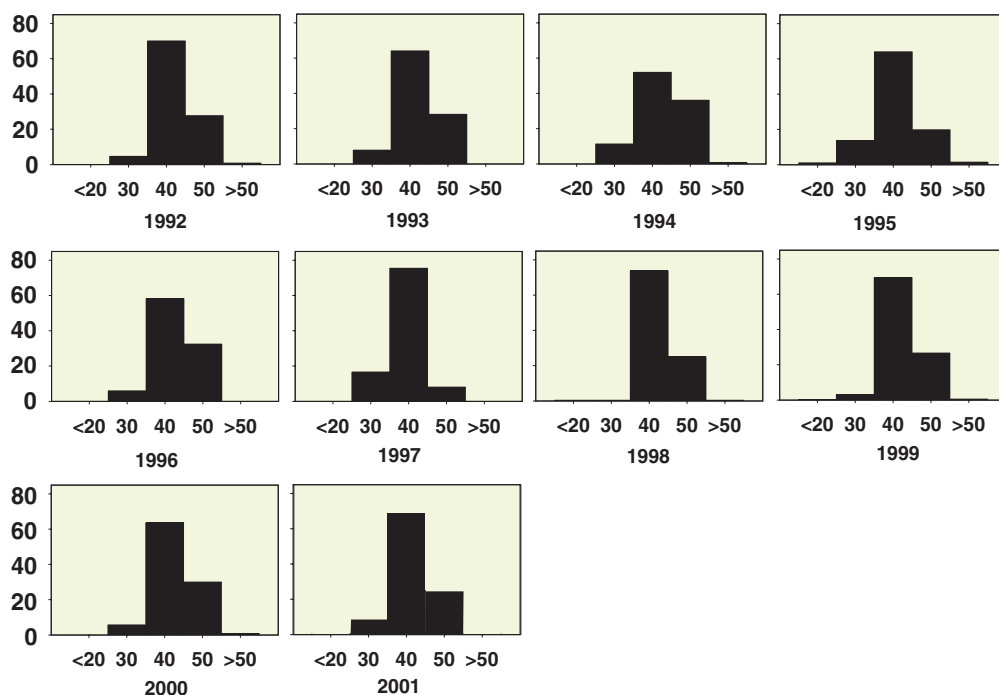


Figura 14. L'estructura de talles dels corballs (dades agrupades de 10 en 10 cm) sembla força estable d'un any a un altre, malgrat les lleugeres variacions que poden ser atribuïdes a l'estima visual de les mides.

qüència de talles agrupades de 10 en 10 cm romàn, any rera any, invariable entre 30 i 40 cm. Enguany s'observa una lleugera disminució percentual dels exemplars de més de 40 cm i un petit augment dels exemplars d'entre 20 i 30 i d'entre 30 i 40 cm (Figura 14).

Dorada (*Sparus aurata*)

El nombre total de dorades (^a 46) s'incrementa respecte de l'any 2000, situant-se en els valors similars als observats des 1996, però molt lluny encara dels valors màxims assolits els anys 1993 (^a 81) i 1994 (^a 97) (Figura 15). En cap zona s'assoleixen els valors màxims si bé, llevat de la zona de l'Infern

a la Cova de la Vaca (ICV), en totes augmenta, poc o molt, el nombre de dorades (Taula 27).

El nombre mig d'individus a la zona replicada dels Tascons-Carall Bernat i les Ferranelles, presenta diferències significatives en funció de l'any (Taula 28); les comparacions *post-hoc* assenyalen diferències significatives de l'any 2001 respecte dels valors mitjans màxims assolits a la zona els anys 1993 i 1994, mentre que l'increment de la densitat mitjana de l'any 2001 respecte de l'any 2000 no ha estat significatiu (Taula 28).

La talla mitjana de les dorades és del tot similar a la de l'any 2000, situant-se en els valors màxims de tot el seguiment (^a 43 cm). La talla mediana també coincideix i es situa en 42 cm, al

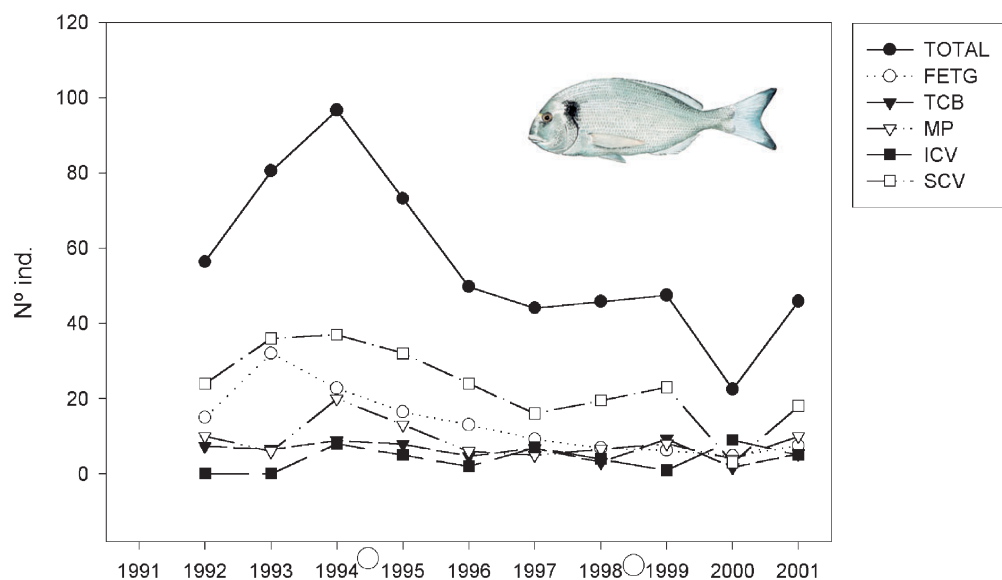


Figura 15. Malgrat la recuperació respecte de l'any 2000, la dorada és lluny dels màxims assolits en els primers anys de seguiment (1992-1994).

Taula 27. Nombre de dorades (Sparus aurata) als diferents recorreguts de les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total (z.r.)	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	4
2001	7,50	2,38	5,38	1,55	12,88	3,59	4
	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			
2001	10	5	18	45,88			

Taula 28. Anàlisi de la variància i resultats dels tests post-hoc entre anys, de les densitats mitjanes de dorades als recorreguts repetits de TCB i FETG (les dades han estat agrupades pels dos recorreguts i transformades logarítmicament).

	SS	g.l.	MS	F	p					
Any	11,074	9,000	1,230	9,746	< 0,001					
Error	3,409	27,000	0,126							
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	
1992										
1993	0,034									
1994	0,124	0,293								
1995	0,967	0,054	0,250							
1996	0,615	0,010	0,076	0,373						
1997	0,099	0,000	0,004	0,064	0,156					
1998	0,086	0,000	0,003	0,069	0,267	0,915				
1999	0,046	0,000	0,001	0,039	0,186	0,851	0,690			
2000	0,008	0,000	0,000	0,007	0,045	0,480	0,437	0,407		
2001	0,096	0,000	0,003	0,071	0,237	0,840	0,843	0,820	0,483	

mateix valor que l'any 2000 i 2 cm per sobre a la resta de valors observats des que s'inicià el seguiment. La talla màxima (60 cm), queda lluny dels 75cm que s'estimaren el 1994 i el 1999 (Taula 29). Segons la prova de Kolmogorov-Smirnov, l'estructura de talles de les dorades observades l'any 2001 a les Medes és similar a la de l'any

2000 (Taula 30). Però la freqüència de talles agrupades en classes de 10cm, presenta un desplaçament de la classe modal, situada entre 30 i 40cm des 1992 fins a 2000, i que ara passa a situar-se entre 40 i 50cm; aquest desplaçament provoca un lleuger biaix negatiu de la distribució de talles (Figura 16).

Taula 29. Dades estadístiques de la distribució anual de talles de les dorades a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd.	Lt. mediana	N	Lt. mín.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	42,43	6,66	40	136	30	70	40	1,088
1993	41,88	4,65	40	196	30	60	30	0,536
1994	41,22	7,03	40	209	25	70	45	1,381
1995	40,72	8,63	40	107	20	75	55	1,152
1996	39,79	6,12	40	112	27	65	38	1,106
1997	39,20	4,69	40	100	28	52	24	-0,033
1998	41,09	7,00	40	54	27	65	38	0,843
1999	40,35	8,21	40	112	20	75	55	0,897
2000	43,10	6,41	42	48	32	62	30	0,665
2001	43,12	6,87	42	90	20	60	40	-0,035

Taula 30. Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov entre les estructures de talles anuals de les dorades a les illes Medes.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1992	—								
1993	n.s.	—							
1994	p< 0,001	p< 0,001	—						
1995	n.s.	p< 0,05	n.s.	—					
1996	0,05 *	p< 0,001	n.s.	n.s.	—				
1997	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,05	n.s.	n.s.	—			
1998	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	—		
1999	n.s.	p< 0,01	n.s.	n.s.	n.s.	0,05 *	n.s.	—	
2000	n.s.	p< 0,05	p< 0,05	n.s.	p< 0,05	p< 0,01	n.s.	n.s.	—
2001	p< 0,001	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	p< 0,001	n.s.

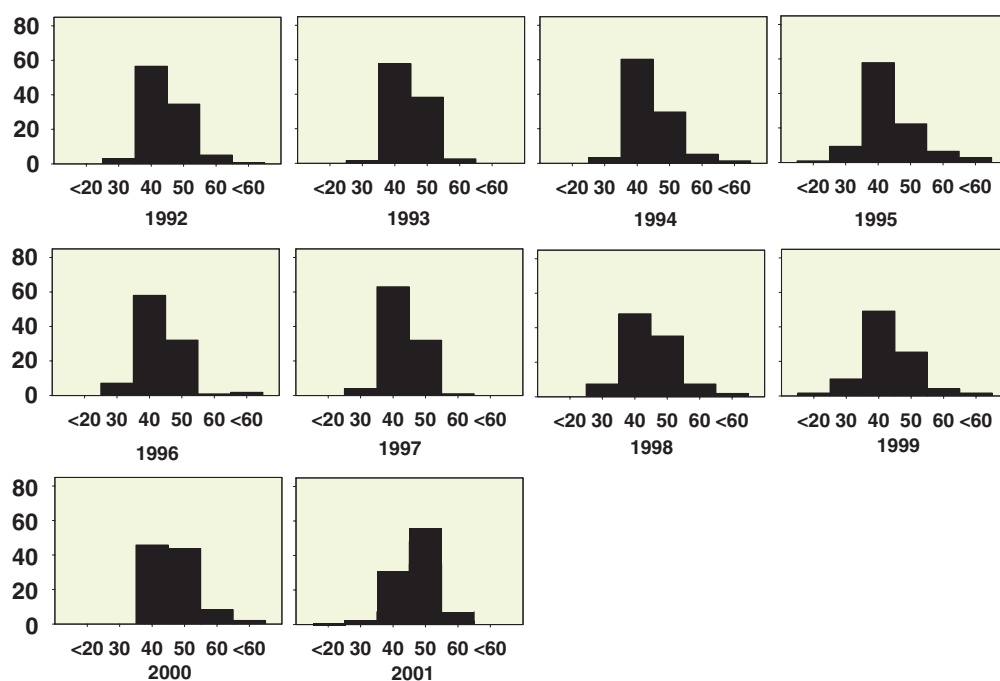


Figura 16. Enguany la classe modal de talles de les dorades es desplaça d'entre 30 i 40cm a entre 40 i 50cm. Sembla que aquesta tendència s'inicià l'any 2000 quan ambdues classes es trobaven força equilibrades.

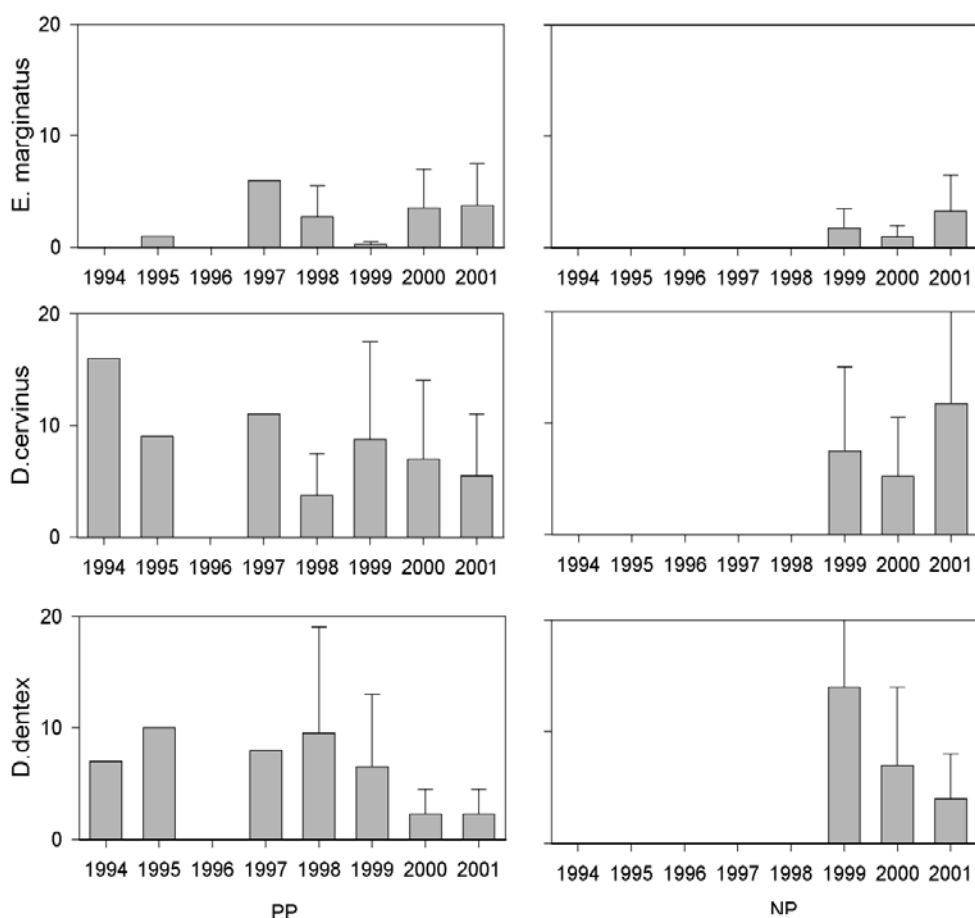
Evolució de la zona parcialment protegida del Molinet a la Pta. Salines i de la zona, no protegida, entre l'illa del Dui i el cap d'Ultrera

El nombre de meros a la zona parcialment protegida del Molinet sembla incrementar-se des

de 1998 (Taula 31), any en que es varen iniciar els censos replicats 4 vegades (Figura 17). L'anàlisi de la variància entre anys dona diferències significatives (Taula 32) a la zona parcialment protegida, i les comparacions *post-hoc* demostren que les diferències s'estableixen entre l'any 1999, que

Taula 31. Abundància de les espècies estudiades a la zona parcialment protegida del Molinet a la Pta Salines i a la zona no protegida de la Pta. Salines al Cap d'Utrera.

	any	<i>E. marginatus</i>	Sd	<i>D. dentex</i>	Sd	<i>D. cervinus</i>	Sd	<i>D. labrax</i>	Sd
P. Parcial	1994	0		7		16		1	
P. Parcial	1995	1		10		9		7	
P. Parcial	1997	6		8		11		1	
P. Parcial	1998	2,75	1,5	9,5	5,07	3,75	2,22	0,00	0,00
P. Parcial	1999	0,25	0,50	6,50	3,70	8,75	5,19	0,75	0,96
P. Parcial	2000	3,50	2,89	2,25	3,20	7,00	6,68	0,00	0,00
P. Parcial	2001	3,75	2,87	2,25	1,50	5,50	4,51	0,25	0,50
No prot.	1999	1,75	1,71	14,00	5,35	7,50	7,00	0,00	0,00
No prot.	2000	1,00	1,41	7,00	2,16	5,25	3,86	0,00	0,00
No prot.	2001	3,25	0,96	4,00	2,31	11,75	5,74	0,00	0,00
		<i>P. pagrus</i>	Sd	<i>S. aurata</i>	Sd	<i>S. umbra</i>	Sd		
P. Parcial	1994	3		17		0			
P. Parcial	1995	2		21		2			
P. Parcial	1997	1		12		7			
P. Parcial	1998	6,50	7,94	5,75	3,40	1,50	1,00		
P. Parcial	1999	5,50	2,38	3,50	1,29	0,25	0,50		
P. Parcial	2000	7,75	9,46	2,75	2,22	0,50	1,00		
P. Parcial	2001	6,50	7,77	3,00	3,56	1,25	1,50		
No prot.	1999	5,25	3,30	6,00	0,82	0,00	0,00		
No prot.	2000	1,50	1,29	2,00	1,83	0,00	0,00		
No prot.	2001	6,50	2,08	2,75	0,96	0,25	0,50		



*Figura 17. Abundàncies totals de meros (*E. marginatus*), sargs soldats (*D. cervinus*) i déntols (*D. dentex*) al la zona parcialment protegida del Molinet (PP), des de 1994, i de la costa veïna no protegida (NP) de la Punta salines al Cap d'Utrera (NP) des de 1999.*

Taula 32. Anàlisi de la variància entre a) els anys 1998 1999, 2000 i 2001 a la zona parcialment protegida del Molinet (PP), i b) entre els anys 1999, 2000 i 2001 i nivells de protecció, de les abundàncies mitjanes de les espècies considerades en l'estudi (dades transformades logarítmicament).

	SS	g.l.	MS	F	p	Post-hoc
<i>E. marginatus</i>						
a) ANY (PP)	4,086	3	1,362	4,162	0,031	* 1999<1998=2000=2001
Error	3,927	12	0,327			
b) PROT	0,006	1	0,006	0,015	0,902	n.s.
ANY	3,447	2	1,724	4,810	0,021	* 2001>1999=2000
PROT x ANY	2,034	2	1,017	2,838	0,085	n.s.
Error	6,449	18	0,358			
<i>D. dentex</i>						
a) ANY (PP)	5,225	3	1,742	4,475	0,025	* 2000<1998=1999=2001
Error	4,670	12	0,389			
b) PROT	3,667	1	3,667	11,752	0,003	**
ANY	4,295	2	2,148	6,884	0,006	**
PROT x ANY	0,574	2	0,287	0,920	0,416	n.s.
Error	5,616	18	0,312			
<i>D. cervinus</i>						
a) ANY (PP)	0,785	3	0,262	0,519	0,677	n.s.
Error	6,051	12	0,504			
b) PROT	0,152	1	0,152	0,342	0,566	n.s.
ANY	0,355	2	0,177	0,398	0,677	n.s.
PROT x ANY	1,045	2	0,522	1,173	0,332	n.s.
Error	8,013	18	0,445			
<i>D. labrax</i>						
a) ANY (PP)	0,537	3	0,179	1,724	0,215	n.s.
Error	1,245	12	0,104			
b) PROT	0,257	1	0,257	3,719	0,070	n.s.
ANY	0,204	2	0,102	1,475	0,255	n.s.
PROT x ANY	0,204	2	0,102	1,475	0,255	n.s.
Error	1,245	18	0,069			
<i>P. pagrus</i>						
a) ANY (PP)	0,182	3	0,061	0,056	0,982	n.s.
Error	12,926	12	1,077			
b) PROT	0,222	1	0,222	0,371	0,550	n.s.
ANY	1,924	2	0,962	1,603	0,229	n.s.
PROT x ANY	1,298	2	0,649	1,082	0,360	n.s.
Error	10,798	18	0,600			
<i>S. aurata</i>						
a) ANY (PP)	1,496	3	0,499	0,791	0,522	n.s.
Error	7,570	12	0,631			
b) PROT	0,238	1	0,238	0,547	0,469	n.s.
ANY	2,150	2	1,075	2,475	0,112	n.s.
PROT x ANY	0,503	2	0,252	0,579	0,570	n.s.
Error	7,818	18	0,434			
<i>S. umbra</i>						
a) ANY (PP)	1,097	3	0,366	1,169	0,362	n.s.
Error	3,756	12	0,313			
b) PROT	0,535	1	0,535	2,999	0,100	n.s.
ANY	0,444	2	0,222	1,245	0,311	n.s.
PROT x ANY	0,077	2	0,039	0,216	0,808	n.s.
Error	3,211	18	0,178			

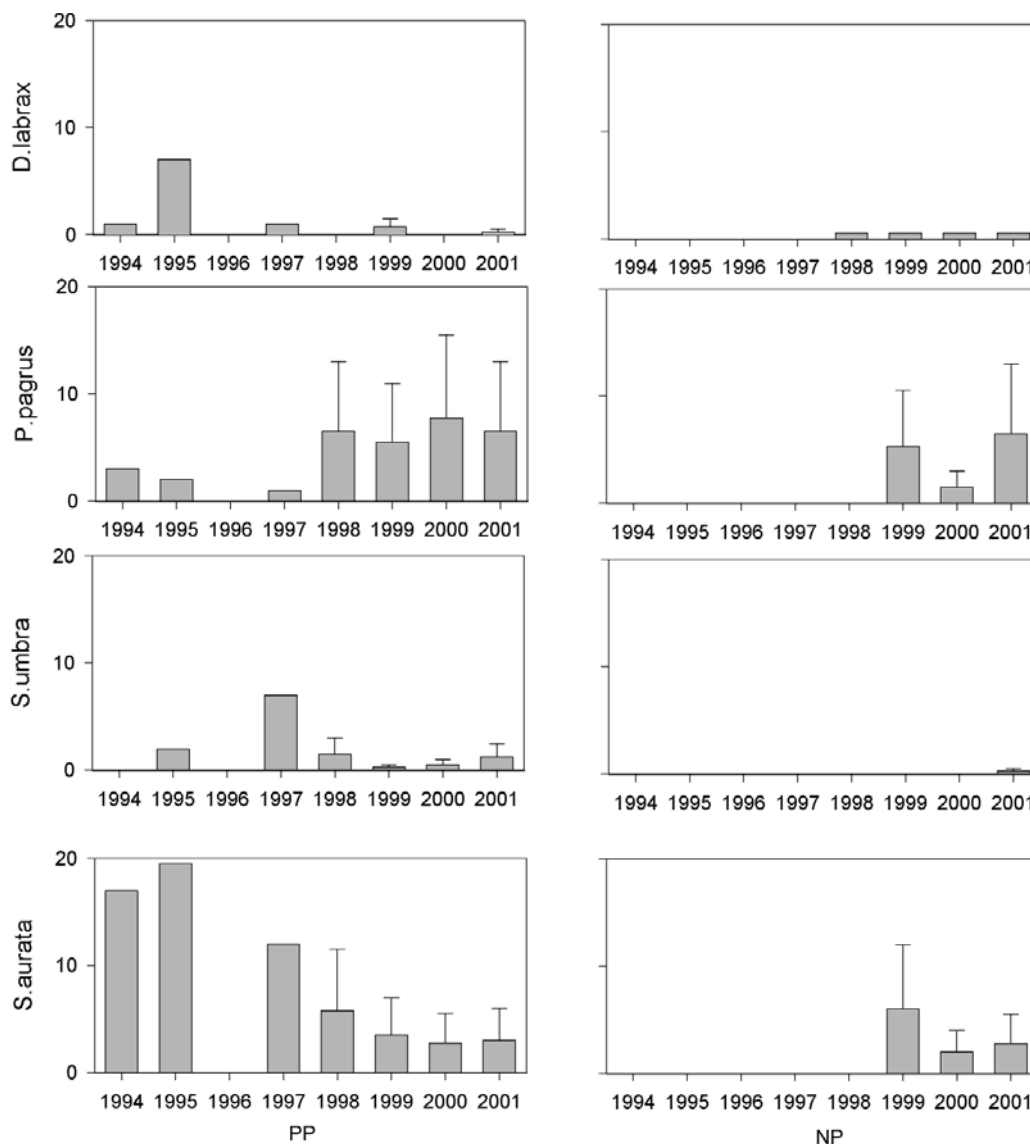


Figura 18. Abundàncies totals de llobarros (*D. labrax*), pagres (*P. pagrus*), corbals (*S. umbra*) i dorades (*S. aurata*) al la zona parcialment protegida del Molinet (PP), des de 1994, i de la costa veïna no protegida (NP) de la Punta salines al Cap d'Utrera (NP) des de 1999.

presentà el menor nombre d'exemplars, i la resta d'anys del seguiment, amb densitats mitjanes més elevades. En qualsevol cas, però, el nombre mig de meros a la zona queda lluny dels 6 exemplars que foren observats en el recorregut únic l'any 1997. A més, tot i que l'increment des de 1999 sembla prou notable, hom comprova que a la zona no protegida on la pesca és lliure (del cap d'Utrera a la illa del Dui), el nombre de meros observats ha estat molt similar. La comparació, mitjançant una anàlisi de la variància de dos factors (protecció i any), demostra que l'únic efecte significatiu s'estableix entre anys, però no entre zones. Com sigui que l'increment del nombre de meros ha estat comprovat en ambdues zones, no hi ha interacció entre ambdós factors. Les comparacions post-hoc entre anys aparellats, donen

com a significativament major el nombre mig de meros observat l'any 2001 respecte els dels anys 1999 i 2000.

Repetint l'anàlisi a la resta d'espècies, hom no troba diferències estadísticament significatives ni entre zones ni entre anys. La única excepció és el déntol *Dentex dentex* (Taula 32), en el que les abundàncies mitjanes presenten variacions significatives en funció de l'any a la zona parcialment protegida del sector Molinet-Pta. Salines; aquestes diferències responen al baix nombre de déntols observats el 2000 respecte als valors de la resta d'anys (Figura 17). També el nivell de protecció presenta efectes significatius sobre l'abundància mitjana d'aquesta espècie; tanmateix, el sentit en què es produeixen aquests canvis no és l'esperat, en ser els déntols de fet més abun-

dants a la zona no protegida que a la parcialment protegida. Com sigui que llur abundància tendeix a disminuir des 1999 a 2001 en ambdues zones, no es produeix interacció entre ambdós factors (Taula 32).

Tant els llobarros, *Dicentrarchus labrax*, com els corballs, *Sciaena umbra*, són merament testimonials a la zona protegida del sector Molinet-Pta. Salines; i són absents (els llobarros) o gairebé absents (els corballs) a la zona no protegida que va de l'illa del Dui al Cap d'Ultrera (Figura 18). Els sargs soldats, *Diplodus cervinus*, els pagres, *Pagrus pagrus*, i les dorades, *Sparus aurata*, es presenten amb unes densitats mitjanes similars entre ambdues zones i entre anys (Taula 31), tal i com ho demostren les anàlisis de la variància, que no produeixen cap resultat significatiu (Taula 32). Cal ressaltar, però, la notable disminució durant els darrers anys del nombre de dorades a la zona parcialment protegida del sector Molinet-Pta. Salines, com es fa palès si hom compara els valors mitjans de l'interval 1998- 2001 amb els valors puntuals de 1994, 1995 i 1997.

La comparació global entre anys i entre zones, s'ha fet a partir de les dades instantànies obtingudes els anys 1994, 1995 i 1997 (només al sector parcialment protegit que va del Molinet a la Pta. Salines), les mitjanes dels quatre censos de 1998 (només al mateix sector), i les mitjanes dels quatre censos dels anys 1999, 2000 i 2001 (en ambdós sectors : Molinet-Pta. Salines i Illa del Dui - Cap d'Ultrera) (Taula 24). En ella s'observen diferències significatives entre tots els anys (Taula 33), llevat de la comparació entre 1998 i 1999; i entre la zona parcialment protegida i la no protegida, durant l'any 2001. L'últim resultat vé a confirmar la semblança en el potencial íctic actual d'ambdues zones malgrat el diferent nivell de protecció nominal de cadascuna.

DISCUSSIÓ

El mero

D'ençà que es descobrí la reproducció dels meros a les Medes (Zabala et al, 1997a i 1997b), el seguiment de llur població ha esdevingut força més important – i més interessant – que mai. De fet, les dades que hom recull en aquestes memòries anuals no fan sinó furnir més informació sobre la que és, encara, una de les poques poblacions funcionals de meros documentades a la Mediterrània Occidental. És evident que resten encara moltes incògnites per a ser explicades que ultrapassen l'abast d'aquests estudis. Caldrien treballs específics per saber, per exemple, què passa amb els meros a l'hivern, o si la inversió sexual és realment reprimida socialment, o fins a quin punt les femelles – o quines femelles – són fidels o no als mascles dominants; o, fins i tot, què passa amb els ous i les larves de meros que es generen a les Medes. En qualsevol cas, totes aquestes qüestions es poden plantejar a hores d'ara degut a que les mesures de protecció endegades a les Medes han fet possible l'existència d'una població plenament funcional, impensable en zones obertes a la pesca de la costa catalana. En aquest sentit, les dades demogràfiques que s'han anat recollint, any rera any, des 1991, són un punt de referència molt important envers la planificació de noves reserves marines o, fins i tot, per a plantejar-se seriosament una gestió d'explotació sostenible de l'espècie.

En alguna memòria anterior hom feia esment a la possibilitat de que el nombre de meros a l'àrea protegida de les illes Medes hagués arribat a un punt de saturació o, dit d'una altra manera, que el sistema es trobés en un nivell molt proper a la "capacitat de càrrega". Vet aquí que les xifres

Taula 33. Resultats del test de la χ^2 (valors observats vs. valors esperats) entre el nombre d'individus anual de cada espècie en els diferents recorreguts efectuats a la zona parcialment protegida del Molinet (PP) i la costa veïna, no protegida (NP) (***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; n.s.: diferència no significativa).

	PP (1994)	PP (1995)	PP (1997)	PP (1998)	PP (1999)	PP (2000)	NP (1999)	NP (2000)	PP(2001)
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.	–	
PP(2001)	26,29 ***	47,27 ***	50,01 ***	8,07 n.s.	57,57 ***	1,69 ns	14,48 *	27,96 ***	–
NP(2001)	19,44 **	44,02 ***	48,20 ***	22,95 ***	39,08 ***	4,93 n.s.	12,89 *	31,34 ***	9,60 n.s.

d'enguany han estat les més elevades de tot el seguiment, la qual cosa desmenteix, fins a cert punt, que el sistema es trobi efectivament saturat. Els meros han estat més abundants a gairebé tots els recorreguts efectuats. En alguns, cas del sector de la Meda Petita (MP) o del que va del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV) s'han superat, amb molt, les xifres d'anys anteriors. Fins a la zona més densament poblada des l'inici del seguiment, els recorreguts dels Tascons – Carall Bernat – Ferranelles (TCB i FETG), hom ha observat un increment significatiu del nombre mig de meros que ha arribat a superar, per poc, el màxim valor que es trobà l'any 1995. Com sigui que l'augment d'exemplars es produeix a tots els recorreguts, llevat del que va de la reconada de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV) hom ha de concloure que l'increment ha estat real i no fruit d'un error inherent al mètode de presa de dades.

En qualsevol cas, sembla clar que els meros semblen augmentar més en les zones prèviament més despoblades, com són la Meda Petita (MP), a on el nombre gairebé s'ha doblat respecte de l'any 2000, i a l'àmplia zona que va del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV) que sembla encara lluny d'haver tocat sostre. Aquesta tendència s'adiu amb la hipòtesi de la “distribució lliure ideal” (*Ideal Free Distribution*) proposada per KRAMER i CHAPMAN (1999), que ja ha estat esmentada en d'altres memòries i que, resumint, es basa en una repartició de la utilització del recurs (en aquest cas serien les caus, territoris o hàbitat) en funció de la densitat. La hipòtesi prediu que si els beneficis que obtenen els animals estan negativament correlacionats amb la densitat, els animals s'escamparan vers altres hàbitats; els hàbitats més adients seran els que atrauran un nombre major d'exemplars, fins arribar a una situació estable en la que la densitat serà la ideal en funció dels recursos que l'hàbitat pot oferir. La densitat serà, doncs, una bona estima de la qualitat de l'hàbitat, i, per tant, tot increment posterior en la població es produirà desplaçant-se progressivament cap a zones menys favorables.

L'augment del nombre de meros no ha implicat, però, una disminució de la talla mitjana (i per tant, de l'edat) de la població, que es manté relativament constant en els darrers anys i, fins i tot, augmenta enguany respecte dels dos anys anteriors. Això indica que l'entrada de nous exemplars a la població de l'àrea protegida no és pas majoritàriament constituïda per exemplars petits o molt joves, sinó per individus d'una certa mida i edat. La talla mínima de 30cm observada

enguany fa palès que el reclutament de l'espècie no es produeix, o és molt rar, tant a la zona de les illes Medes com a les rodalies, la qual cosa implica que les variacions observades en aquesta àrea (i a les zones costeres estudiades en aquest seguiment) són degudes a l'entrada o sortida d'exemplars d'edat relativament avançada. Tot i que ocasionalment ha estat vist algun mero molt petit (<30 cm), possiblement reclutat a la regió (però no a les Medes), l'assentament anual de l'espècie al Montgrí és esporàdic i es pot considerar com anecdòtic envistes a l'elevada densitat de meros a les Medes o a la possible colonització de la costa immediata.

Com sigui que els mascles defenen molt activament llur territori en front dels altres, possiblement s'adapten a un altre model de distribució espacial anomenat “distribució despòtica ideal” (*Ideal Despotic Distribution*, segons KRAMER i CHAPMAN, 1999) que també ha estat ja esmentat en memòries prèvies a aquesta. Segons aquest model, els territoris més adients són els ocupats pels mascles més competitius. En aquest cas el nombre de mascles, que roman força constant, estaria limitat pels territoris disponibles. La repressió social de la inversió sexual, tal i com ha estat demostrada en d'altres espècies (LEJEUNE, 1987), asseguraria sempre el nombre de mascles ideal en funció de la densitat de la població i del territori disponible. Queda per veure si, com passa en d'altres espècies, a les illes Medes existeixen o no mascles sense territori (també anomenats *floaters*). La repressió social de la inversió sexual mantindria com a femelles exemplars de gran mida i, per tant, amb un potencial reproductor enorme (BOHNSACK, 1990).

Altres peixos vulnerables

Els valors d'abundància de les espècies de peixos que segueixen s'han de entendre com estimes relatives. Hom repeteix en aquesta memòria el que ja estat esmentat a les anteriors: el nombre d'exemplars de qualsevol de les espècies estudiades és una estima 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 dels meros, el submostreig de la resta d'espècies és segurament força més acusat, sense que per això perdi valor com a xifra de referència envistes a porters comparacions

Llevat dels corballs, la resta d'espècies d'aquesta llista són notablement més errívols i menys

sedentàries que els meros, la qual cosa explica que hom trobi pregones variacions anuals tant en l'abundància com en l'estructura de talles de llurs poblacions a les illes Medes. A diferència dels meros i els corballs, aquestes espècies no es poden considerar com a totalment protegides per l'àrea de la reserva marina ja que l'abast dels seus moviments habituals excedeix sobradament la superfície protegida de les Medes. En qualsevol cas, els elevats valors tant del nombre d'individus com de les talles, demostren que la protecció - malgrat que sigui només parcial - és efectiva en el l'objectiu de preservar llurs poblacions de la sobre-explotació a la que estan sotmeses allà a on la pesca és lliure. Tot i que no està científicament demostrat en el cas de les Medes, és evident que alguns exemplars d'aquestes espècies són capturats fora de l'àrea de protecció integral (el que s'anomena *spill-over*). I això, que no necessàriament és un subproducte desitjable des d'el punt de vista estricte de la protecció de l'espècie, és un objectiu molt buscat des d'una perspectiva pesquera, doncs és obvi que pot representar una millora de les captures dels pescadors de les rodalies. En qualsevol cas, l'estima dels paràmetres demogràfics de les poblacions en l'àrea protegida de les Medes és, doncs, un bon indicador de l'estat general de la població a tota la zona.

Pel que fa a l'evolució de les densitats, les poblacions de les altres espècies vulnerables segueixen la tendència marcada pels meros. Així, tant els déntols com els sargs soldats assoleixen enguany el nombre més alt d'individus de tot el seguiment. Els corballs es mantenen en valors molt similars als dels dos anys anteriors (1999 i 2000) que són, però, clarament superiors a la resta d'anys del seguiment. Els llobarros superen, per poc, els observats l'any 2000, situant-se el nombre d'enguany clarament per sobre dels valors més baixos del seguiment (de 1992 a 1994 i 1997), però essent inferiors als valors màxims, observats en els anys 1999 i 1996. El nombre de dorades supera la xifra de l'any 2000, que fou el mínim de tot el seguiment, però se situa ben per sota dels nombres que caracteritzaven els primers anys del seguiment (1992 i, sobretot, 1993 i 1994); la qual cosa sembla confirmar, no tant la tendència a la baixa de l'espècie, com l'existència d'alguns anys excepcionals. Tot i ser una espècie mòbil, la dorada no és habitualment gregària i, per tant, els censos es poden considerar més constants i, per tant, fiables que els de llobarros o déntols. Es per això que hom creu que la disminució de dorades experimentada respecte de

1994 és real, no pot ser atribuïda als possibles errors en la presa de dades i 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 reserva 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 reserva, ni detectada en espècies tant o més vulnerables, però molt més sedentàries, com seria el cas del corball. 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 i CHAPMAN, 1999).

Però d'entre totes les espècies, xoca especialment l'enorme quantitat de pagres que han estat observats enguany i que contrasten amb qualsevol de les xifres obtingudes anteriorment, en les que, fins i tot, es constata una certa tendència negativa. El fet de que gairebé tots els pagres s'observessin en la zona de la Meda Petita fa pensar en l'eventualitat d'una trobada ocasional amb agregació excepcional d'exemplars joves de l'espècie; ni la talla dels exemplars ni la data (agost) semblen apuntar a una agregació de reproducció tal i com la refereix la literatura (que va d'abril a juny, segons WHITEHEAD *et al.*, 1986).

L'evolució de les talles d'aquestes espècies no presenta una pauta comuna. Els déntols presenten una talla mitjana baixa en relació als altres anys, similar a l'observada l'any 1999; això podria suggerir una entrada important d'exemplars relativament joves a la població. Tant els sargs soldats, com els corballs presenten unes talles relativament poc variables, la qual cosa demostra una forta estabilitat de l'estructura de talles de la població. Els llobarros presenten una talla mitjana similar a la de l'any 2000, lleugerament superior a les mínimes (dels anys 1997 i 1999), però lluny de les màximes que s'observaren els anys 1992 i 1993. La talla màxima de

l'espècie, situada en els 70cm, es troba lluny de la que fou observada els dos anys esmentats (85cm).

Evolució de la zona parcialment protegida

Pel que fa a la zona parcialment protegida del Molinet a la Pta. Salines hom no pot fer altra cosa que seguir sent relativament pessimista sobre llur evolució. Tot i que enguany sembla confirmar-se una certa recuperació dels mers, o que torna a fer-se palesa la presència dels corballs, la comparació amb la zona no protegida, de la Pta Salines al Cap d'Ultrera, demostra que aquest lleuger increment no depen tant de les mesures de protecció com cicles propis d'abundància de les espècies. De fet, en cap cas hi ha diferències significatives entre la zona parcialment protegida i la no protegida, la qual cosa minimitza el possible efecte de la protecció parcial. Només en el cas de déntols el resultat de la comparació és significatiu però no en el sentit esperable: tot i que tendeixen a disminuir en ambdues zones, l'abundància mitjana de déntols és més elevada a la zona no protegida. L'evolució de la zona parcialment protegida del Molinet a la Punta Salines contrasta doncs amb la d'altres parcialment protegides, com Cabrera (obs. per.; COLL, com. per.) o Port Cros (GEM, 1993, 1996) a on la supressió de la caça submarina ha produït un augment molt evident (fins i tot espectacular a Cabrera) de les densitats de les espècies altament vulnerables.

En memòries precedents, hom havia avançat un cert escepticisme sobre l'efectivitat de les mesures de protecció parcial d'aquesta zona o, per a dir-ho més explícitament, sobre si les mesures de protecció parcial decretades sobre el paper per la llei de 1990 es fan realment acomplir en aquesta zona. Any rera any, els membres de l'equip del seguiment han coincidit amb caçadors submarins pescant en el sector parcialment protegit que va del Molinet a la Pta. Salines. Com en anys anteriors, enguany hom ha tornat a observar la presència de caçadors submarins en la zona parcialment protegida. Si hom té en compte que la superfície protegida no és pas gaire extensa i que l'hàbitat adient a les espècies més sensibles es força abastable a pulmó lliure, l'efecte d'aquesta activitat pot anular del tot, o en gran part, l'efecte de les mesures de protecció parcial. Hom creu, doncs, que la raó de la manca de resultats significatius pel que fa a la recuperació de la zona rau en que la caça submarina se segueix practicant en aquest indret amb una freqüència molt similar a la de la costa veïna, no protegida, la qual cosa explica la manca de diferències entre ambdues.

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.
- Bohnsack, J. A., 1998. Application of marine reserves to reef fisheries management. *Aust.J.Ecol.*, vol 23: 298-304.
- Castilla, J.C., 2000. Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 250, 1-2.
- Chauvet, C., 1988. Etude de la croissance du mérou *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. Harmelim & P. Robert, 1991 - Recensement des mérours *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 i V. GRAVEZ. Gis Posidonie Publ., France: 277-290.
- Dayton, P. K., 1998. Reversal of the burden of proof of fisheries management. *Sicence*, 279: 821-822.
- Desse, J. & N. Desse-Berset, 1999. Préhistoire du mérou. Symposium international sur les Mérours de Méditerranée, Ile des Embiez, 5-7 nov. 1998. *Mém. Inst. Océanogr. P. Ricard*, 1999: 45-57.
- 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.
- Garcia-Charton, J. A. & A. Perez-Ruzafa, 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish-Res.*, 42 : 1-2.
- Garcia-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.
- Garcia-Rubies, A., 1997. *Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Medi-*

- terrània Occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció*. Tèsi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- GEM (Groupe d'Étude du Mérou), 1993. *Inventaire des mérous du Parc National de Port Cros: Campagne d'octobre 1993*: 11-15.
- GEM (Groupe d'Étude du Mérou), 1996. *Le mérou brun en Méditerranée*. Hyères.
- Gracia, V., 1996. *Estudio de la biología y las posibilidades de cultivo de diversas especies del género Epinephelus*. Tèsi 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.
- 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 mérou brun *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces: Serranidae) en période d'activité reproductive. *Revue fr. Aquariol.*, 23: 21-32.
- Roberts, C.M., & N.V.c. Polunin, 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev. Fish Biol. Fisheries*, 1: 65-91.
- Roberts, C.M., Bohnsack, J.A., Gell, F., Hawkins, J.P. & R. Goodridge, 2001. Effects of Marine Reserves on Adjacent Fisheries. *Science*, 294 : 1920-1923.
- 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.
- Whitehead, J. P. P., M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese, 1986. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris.
- 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 2001 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 2001

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 de continuar revisant per mitjà de sonar lateral la cartografia que va ser actualitzada per últim cop 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), i l'any passat dues poblacions acusaven una pèrdua neta en l'estructura de talles i/o en la densitat, enguany un nou declivi a l'estació del Montnegre fa pensar que les activitats furtives no han acabat totalment i que les mesures coercitives aplicades no han donat resultat. 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 **suggerix encoratjar les mesures de vigilància contra l'extracció furtiva de corall, especialment durant el període d'hivern quan les illes queden més solitàries i desprotegides.**

Gorgònia roja (*Paramuricea clavata*)

L'aplicació d'un model demogràfic a l'evolució d'unes parcel·les fixes balisades en 1990 ens ha permès d'un costat validar les estimes dels paràmetres de creixement somàtic, reclutament i mortalitat que havien centrat els nostres esforços dels darrers 10 anys; i d'una altra banda, ens ha aportat noves perspectives que, almenys en part, suavitzen el paper negatiu de les visites dels submarinistes en la conservació de les poblacions d'aquesta espècie. Malgrat que a les zones més visitades la mortalitat per arrabassament és en general més elevada que a les menys visitades, no hem pogut trobar una correlació estadísticament significativa entre aquests dos paràmetres. A més, hom observa que malgrat la pèrdua de densitat de gorgònies, a totes les estacions controlades ha hagut un increment de la biomassa. El model ha posat també de manifest que l'aspecte més crític per a les poblacions de gorgònies roges de les illes Medes durant els passats 10 anys ha estat la manca de reclutament efectiu. Si bé és cert que tots aquests aspectes relativitzen la responsabilitat dels bucejadors en l'evolució de les poblacions de gorgònies, no és menys cert que les simulacions del model confirmen la gravetat de les pèrdues de densitat (en termes absoluts) i de biomassa (en termes relatius) que porta associat un increment de les taxes de mortalitat per arrabassament. Per un criteri de prudència enfront d'una espècie tan parsimoniosa refermem el nostre antic suggeriment de **reduir sensiblement la freqüència actual de les visites subaquàtiques a les àrees provistes de gorgònies roges** i de que aquestes visites es facin sempre en grups petits i guiades per guies locals adscrits a la gestió de l'espai i encarregats de vetllar per l'integritat del patrimoni durant les visites.

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 dels dos anys passats 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 quan 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 sis anys), que també mostraven un cert declivi després d'uns anys inicials expansius, tornen enguany a mostrar un cert increment de biomassa i disminució de la talla mitjana suggestius d'un bon reclutament. 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 2001 representa una recuperació respecte als valors de l'any precedent, que quedaràn com el punt més baix de tota la sèrie des de l'inici del seguiment. Encara més important, la remuntada dels valors de densitat no s'ha fet a costa de reclutes de l'any (de fet, el cens ha detectat menys reclutes que altres anys) sinó d'individus adults o, si més no, de més de dos anys de vida. Tot plegat no ens ha d'enganyar: aquests resultats no donen gaire marge per a l'optimisme perquè la mida de

la població segueix sent crítica. Els possibles motius de la no recuperació ja han estat explicats en anys anteriors i semblen relacionats amb l'elevada mobilitat de l'espècie i l'ample rang espacial ocupat pels individus al llarg de la seva existència, que fan que l'espai protegit de les Illes Medes tingui una superfície insuficient per albergar una població resident en el curs d'un cicle 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 ha continuat la línia expansiva iniciada en 1993. La densitat de meros sembla augmentar més en les zones prèviament més despoblades com són la Meda Petita, a on el nombre gairebé s'ha doblat respecte de l'any 2000. La població censada enguany, la més nombrosa des de l'inici del seguiment, ens dona un balanç d'uns 187 exemplars. L'increment de 46 meros respecte de l'any 2000 és força sensible i no sembla que es pugui atribuir, només, a variacions inherents a la presa de dades. Aquest increment s'ha produït sense que, com succeïa altres anys, en compensació decreixi la talla mitjana; aquest resultat suggereix que l'entrada de nous individus no es produeix sempre a base de nerros de les talles més petites, sinó d'individus d'una certa mida i edat.

En general, les poblacions de tots els altres peixos "altament vulnerables" han mostrat increments en els seus efectius, que s'han vist compensats per decrements de la talla mitjana. L'excepció la constitueix el corball que, com cada any, presenta valors molt estables de densitat i talles. També les dorades i llobarros varen mostrar una estabilitat o lleugers increments en la talla mitjana. Val a dir que les densitats i talles de totes aquestes espècies són molt satisfactòries dins la Reserva 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 no pot fer altra cosa que ser pessimista sobre llur evolució. Tot i que enguany sembla confirmar-se una certa recuperació dels meros, o la presència dels corballs, la comparació amb la zona no protegida situada entre la Pta Salines i el Cap d'Utrera, demostra que aquest lleuger increment no depen tant de les mesures de protecció com de la tendència general de l'espècie a augmentar els seus efectius al llarg d'aquest tram de costa. De fet, en cap cas hi ha diferències significatives entre la zona parcialment protegida i la no protegida, la qual cosa minimitza el possible efecte de la protecció parcial. Només en el cas de déntols el resultat de la comparació és significatiu però no en el sentit esperable: tot i que tendeixen a disminuir en ambdues zones, l'abundància mitjana de déntols és més elevada a la zona no protegida. La pobresa de la recuperació de la ictiofauna en aquest sector protegit del Montgrí 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.**

L'evolució de l'ictiofauna aporta indicis prou evidents per recelar de l'eficàcia del sistema de vigilància aplicat a la zona protegida compresa entre el Molinet i la Punta Salines, que resulta clarament insuficient. Quelcom de semblant pot dir-se de la vigilància de les Illes Medes que s'exerceix en èpoques i hores que, sent les de màxima aflluència, no resulten les més adequades per combatre les pràctiques furtives. 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 d'onze anys (1991-2001)

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 2001. 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 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

	Valor Inici (any)	1992*	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	Valor màxim absolut (any)	Valor 2001	Diferència inici- final (%)	Diferència màxim- final (%)
AMP Illes Medes															
Posidònia ⁽¹⁾	386.6 (1991)	↓	↑	↓	↑	↑	↑	↓	↑	↑	↓	597.2 (1999)	495.7	+ 28	- 17
Posidònia ⁽²⁾	48.1 (1991)	↑	↓	↓	↓	↑	↑	↑	↑	↓	↑	53.5 (2001)	53.5	+ 10	0
Garotes ⁽³⁾	-2.0 (1991)	↑	↓	↓	↓	↑	↑	↓	↓	↑	↓	-7.8 (1995)	-2.4	+ 20	- 69
Gorgònies ⁽⁴⁾ (densitat)	57 (1991)	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	57 (1991)	38	- 32.4	- 32.4
Gorgònies ⁽⁵⁾ (biomassa)	314 (1991)										↑	469 (2001)	469	+ 49	0
Corall ⁽⁶⁾	3.8 (1991)	↑	↑	↑	↓		↓	↓	↓	↓	↓	4.7 (1994)	3.97	+ 4.5	- 15.5
Llagostes ⁽⁷⁾	123 (1994)			↑	↓	↓	↑	↑	↓	↓	↑	159 (2001)	98	- 20	- 38
Neros ⁽⁸⁾	55 (1991)	↑	↓	↑		↓	↑	↓	↑	↑	↑	180 (2001)	180	+ 227	0
Dèntols	15.3 (1992)		↓	↑		↑	↑		↓	↓	↑	63 (2001)	63	+ 312	0
Llobarro	14.6 (1992)		↑	↑		↑	↓		↑	↓	↑	126 (1999)	92.4	+ 513	- 27
Sarg Imperial	43.5 (1992)		↑	↑		↓	↓		↑	↓	↑	93 (2001)	93	+ 114	0
Pagre	13.3 (1992)		↑	↑		↓	↑		↑	↓	↑	92 (2001)	92	+ 594	0
Corball	46.5 (1992)		↑	↑		↑	↓		↑	↓	↑	98.6 (1999)	94.4	+ 103	- 2.2
Dorada	56.4 (1992)		↑	↑		↓	↓		↑	↓	↑	96.6 (1994)	45.9	- 18.6	- 52.5
No AMP															
Garotes	2.0 (1991)	↓	↑	↑	↑	↓	↓	↑	↑	↓	↑	7.8 (1995)	2.4	- 20	+ 69
Gorgònies	63 (1994)	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓		63 (1994)			
Corall	3.3 (1991)	↑	↑	↑	↓		↓	↓	↓	↑	↓	3.9 (1994)	3.3	- 1	- 16
AMP Parcial															
Neros	0 (1994)				↑		↑	↓	↓	↑	↑	6 (1997)	3.7	+	- 56.5
Dèntols	7 (1994)				↑		↓	↑	↓	↓	↓	10 (1995)	2.25	- 68	- 77.5
Llobarro	1 (1994)				↑		↓		↓		↑	7 (1995)	0.25	- 75	- 96
Sarg imperial	16 (1994)				↓		↑	↓	↑	↓	↑	16 (1994)	10	- 37.5	- 37.5
Pagre	3 (1994)				↓		↓	↑	↓	↑	↓	7.8 (2000)	6.5	+ 117	- 16
Corball	0 (1994)				↑		↑	↓	↓	↑	↑	7 (1997)	1.25	+	- 82
Dorada	17 (1994)				↑		↓	↓	↓	↓	↑	21 (1995)	3	- 82.5	- 97

* 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). Les dades de 1991 i 2001 son el promig de les cinc parcel·les fixes. L'evolució dels anys intermitjos esta calculada afectant la densitat inicial dels valors anuals de mortalitat per arrabassament de les colònies i de reclutament.

5-Biomassa de gorgònies dins la reserva (gr pes sec/ m²). L'evolució està estimada a partir de les densitats obtingudes a les parcel·les mostrejades els anys 1991 i 2001 (no poseim dades de l'evolució entre els anys intermitjos).

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

7-Nombre absolut de llagostes censat sobre un nombre de corredors fixes estandaritzats.

8-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 replicats.

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 nou 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 un any més, la nostra proposta de prudència no ha volgut ser presa en consideració.

Encara dins d'un nombre de visites abusiú 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 capacitat 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 desfasat 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 1998 i 1999 (i que s'ha repetit durant l'hivern de 2001-2002) 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**. Devant l'absoluta necessitat de protegir aquest patrimoni, els recels o les desavinences polítiques no poden ser la raó real de que no s'asseixin 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**.